

Focus

Biología y conservación de la alondra ricotí *Chersophilus duponti*

Cristian Pérez-Granados^{1,2*} & Germán M. López-Iborra¹

Biology and conservation of Dupont's Lark Chersophilus duponti

Dupont's Lark is one of the most emblematic steppe bird species in Spain. Here, we review advances in knowledge of its basic biology and ecology during the past decade, with special emphasis placed on studies carried out in a peripheral population located in Rincón de Ademuz (Valencia). In recent years, the species has undergone a severe decline (annual average 5–10%). Finnish line transects and point counts should not be used to survey this species; mapping methods based on four visits or line transects (with an inner belt of 500 m) are the most suitable counting methods. The best period for surveying the species is April–June. An analysis of habitat selection showed that birds choose flat areas without trees but with good low scrub cover (< 40 cm) at both micro- and macro-habitat scales. At larger scales, patch size seemed the only factor determining the probability of occurrence of the species. Our models of habitat selection successfully predicted species occurrence in different sites and years, which suggests that the conservation measures proposed for the populations in Rincón de Ademuz could be applied to larger geographical areas. We noted that the species almost became extinct in the Layna moorlands (Soria) during the first two years after a fire that burnt much of the scrub cover of this area. However, seven years after the fire, habitat structure and Dupont's Lark abundances had almost fully recovered. Our long-term monitoring of the Layna population suggests that fire should not be used as a management tool for reducing scrub cover. Dupont's Lark songs in Rincón de Ademuz were highly influenced by habitat fragmentation as we found poor repertoires and a number of dialects in each of the studied populations, as well as fewer songs shared by males over larger distances. These findings suggest that there is no exchange of adult males between populations and that the species might be suffering cultural erosion due to the heavy fragmentation of its populations. During our studies in Rincón de Ademuz and Layna, we found that the reproductive phenology (end of March to beginning of July) and parameters (clutches of 3–5 eggs, 12 days incubation, chicks fledge when they are eight-days old, up to three clutches per year) were similar to that previously reported for other Spanish populations. However, we found that 40–60% of nests produced fledglings. This fact suggests that population decline would not be driven by a poor reproductive success. We complete our review by providing some recommendations to improve management and conservation of this lark.

Key words: Dupont's Lark, *Chersophilus duponti*, census methods, conservation, threatened species, Spain.

¹ Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio Ramón Margalef. Departamento de Ecología. Universidad de Alicante, 03080. Alicante.

² Grupo de Ecología Terrestre (TEG-UAM), Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid, 28049. Madrid.

*Corresponding author: cristian.perez@ua.es

Received: 26.07.18; Accepted: 18.11.18 / Edited by O. Gordo

Las aves esteparias ibéricas conforman un grupo de 26 especies muy heterogéneas (Anexo I), donde podemos encontrar desde pequeños passeriformes, como la terrera común *Calandrella brachydactyla*, hasta aves de gran tamaño, como la avutarda común *Otis tarda* (Traba *et al.* 2006). Además de compartir el mismo hábitat, las aves esteparias se caracterizan por presentar una serie de peculiaridades comunes, como nidificar en el suelo, locomoción típicamente terrestre y poseer coloración críptica.

La actividad humana ha sido especialmente intensa en los hábitats pseudo-esteparios europeos, los cuales han sido modificados a través de la intensificación agrícola (Donald *et al.* 2001, 2007). Estos cambios han provocado que el 83% de las aves esteparias presenten una situación de conservación desfavorable, siendo el grupo de aves más amenazado de Europa y con mayor riesgo de desaparecer en las próximas décadas (Burfield 2005). El declive de las aves esteparias de la península Ibérica ha sido aún mayor que en el resto del continente (Delgado & Moreira 2000, Alonso *et al.* 2003, Bota *et al.* 2005). En concreto, es el grupo de aves que está sufriendo el mayor declive en los últimos años en España (SEO/BirdLife 2013).

La responsabilidad española en la protección de las aves esteparias es máxima, dado que España es el principal refugio europeo para la mayoría de estas aves. Por ejemplo, algunas especies concentran toda su población europea en España; como son la alondra ricotí *Chersophilus duponti* y el camachuelo trompetero *Bucanetes githagineus*. En el 80% de especies restantes más de la mitad de la población europea se halla en España, como por ejemplo la avutarda común, el cernícalo primilla *Falco naumanni* o el sisón común *Tetrax tetrax* (Atienza & Tella 2003, García de la Morena *et al.* 2006, Palacín & Alonso 2008). Las comunidades de aves esteparias han suscitado tradicionalmente poco interés, y fueron poco estudiadas en España hasta las últimas décadas del siglo XX (no obstante, ver Valverde 1958, Suárez 1980, Morales & Traba 2016). En cambio, durante los últimos años se han realizado numerosos estudios sobre las aves esteparias, y una de las que ha dado lugar a un mayor número de publicaciones en las últimas décadas es la alondra ricotí (ver Gómez-Catasús *et al.* 2016).

La alondra ricotí como modelo de estudio

La alondra ricotí es un pequeño passeriforme estepario que se distribuye por terrenos abiertos de España y el norte de África, habiéndose descrito dos subespecies. La subespecie nominal, *C. d. duponti* (Viellot, 1824) se encuentra en España, Marruecos y norte de Argelia y Túnez, mientras la subespecie *C. d. margaritae* (Koenig, 1888), se distribuye por el sur de Argelia y Túnez, y el norte de Libia y Egipto (Cramp 1988, de Juana & Suárez 2004). Existen marcadas diferencias genéticas y morfológicas entre ambas subespecies, e incluso en la subespecie nominal entre las poblaciones africanas y españolas (García *et al.* 2008), habiendo quedado demostrada la nula conexión entre ambas poblaciones (Méndez *et al.* 2011).

Su distribución en España se concentra en el Sistema Ibérico y la Depresión del Ebro, que albergan más de dos tercios de la población española, aunque existen algunas pequeñas poblaciones aisladas dispersas por el sur y el este peninsular (Suárez 2010). El primer censo nacional de la especie en 1988 estimó una población mínima de unos 13.000 individuos (Garza & Suárez 1988). No obstante, el método utilizado, como se demostró posteriormente, no fue el más adecuado (Garza *et al.* 2003, Rivas & Moreno-Rueda 2006, Pérez-Granados & López-Iborra 2017) y sobreestimó el número de efectivos. Entre los años 2004 y 2006, y con un método de censo mucho más preciso, la estima de la población española se redujo a unas 2.500 parejas (Suárez 2010). Está catalogada como en peligro en el Libro Rojo de las Aves de España (Garza *et al.* 2004). En el Catálogo Español de Especies Amenazadas se encuentra clasificada como especie vulnerable (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero) y a nivel europeo está incluida en el Anexo I de la Directiva Aves (Dir. 79/409/CEE) como especie sujeta a medidas de conservación.

La alondra ricotí es una especie territorial, con una clara preferencia por zonas llanas, cubiertas en un tercio por arbustos de mediano tamaño (20–50 cm) y un elevado porcentaje de suelo desnudo (Tellería *et al.* 1988, Garza *et al.* 2005, Seoane *et al.* 2006). Está considerada como una especie típicamente sedentaria (García 2012), ya que permanece en las áreas de cría la totalidad del año, si bien se conocen movimientos dispersivos o fugas de tempero durante los

meses más duros del invierno (Suárez *et al.* 2006, Suárez 2010, Alcocer *et al.* 2011).

Presenta una actividad de canto concentrada a la primera hora antes del amanecer (Pérez-Granados *et al.* 2018a). La especie es capaz de emitir una gran variedad de vocalizaciones, incluyendo llamadas de alarma y de estrés, pero las vocalizaciones más comúnmente utilizadas para su detección y censo son los cantos y los reclamos territoriales (Laiolo & Tella 2005, 2006; Laiolo *et al.* 2008). Aunque en ciertas especies de alondras, como la alondra común *Alauda arvensis* o la totovía *Lullula arborea*, se ha detectado que las hembras son capaces de emitir cantos (Garamszegi *et al.* 2006, Odom & Benedict 2018) en el caso de la alondra ricotí no hay evidencia de que las hembras canten ni produzcan llamadas territoriales o de alarma. No obstante, sí que se conocen casos de hembras que emitieron llamadas de estrés en el nido o durante el anillamiento (Pérez-Granados *et al.* 2018a).

El período de reproducción de la población española es bastante prolongado y abarca desde finales de febrero a principios de julio, debido a que las parejas pueden realizar varios intentos de cría (Suárez 2010). El tamaño de puesta varía entre 3 y 5 huevos, que son incubados durante 12–13 días, y los pollos abandonan el nido tras un período de 8 días (Cañadas *et al.* 1988, Herranz *et al.* 1994, Suárez 2010). Durante el período de cría, los pollos son alimentados principalmente con larvas de lepidópteros y coleópteros, aunque las arañas también forman una parte importante de esta dieta (Herranz *et al.* 1993). La tasa de depredación en nido de la especie oscila entre el 46% y el 84% (Herranz *et al.* 1994, Suárez 2010).

La alondra ricotí es una especie relativamente bien estudiada, con más de 70 trabajos publicados en las dos últimas décadas (Pérez-Granados 2016). Sin embargo, casi todos los estudios se han realizado en las poblaciones de mayor tamaño situadas en el centro del área de distribución ibérica (páramo de Layna o valle del Ebro), mientras que el conocimiento de la biología de la especie fuera de dichas zonas es muy reducido (Nogués-Bravo & Aguirre 2006). Nosotros nos propusimos estudiar la ecología de la especie durante la época reproductora en las poblaciones del Rincón de Ademuz (Valencia, Figura 1). Estas poblaciones se pueden considerar periféricas y en ellas la especie ocupa hábitats atípicos, como los romerales *Rosmarinus*

officinalis (Pérez-Granados *et al.* 2017a). En este trabajo presentamos un resumen de los estudios realizados durante el seguimiento de dicha población entre los años 2011 a 2018, aunque también incluimos en alguna ocasión datos de otras poblaciones para enriquecer los resultados. En concreto, hemos evaluado cuál es la mejor metodología para censar la especie y hemos analizado su tendencia poblacional, tanto en Valencia como en España. En la población valenciana también hemos estudiado la selección de hábitat de la especie a diferentes escalas, desde microescala a nivel del paisaje, así como el efecto de la fragmentación del hábitat sobre las características de su canto. Además, hemos estudiado la biología reproductora, con datos tanto de la población valenciana como del páramo de Layna (Soria). En el páramo de Layna, también hemos evaluado el efecto de un fuego natural, tanto a corto como a largo plazo, sobre

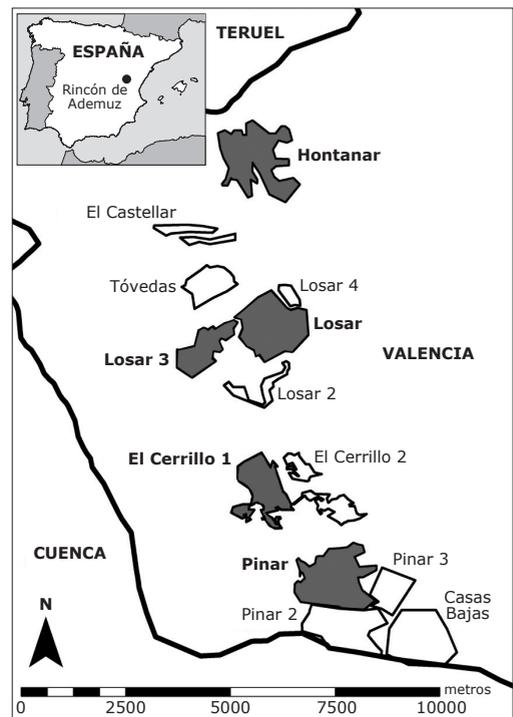


Figura 1. Localización de las áreas de hábitat potencial para la alondra ricotí estudiadas en el Rincón de Ademuz (Valencia). Los cinco parches ocupados están pintados en gris.

Location of the potential habitat patches of the Dupont's Lark monitored in Rincón de Ademuz (Valencia). Occupied patches are shaded in grey.

la estructura del hábitat y en la distribución de esta alondra. Por último, hemos integrado los resultados obtenidos en el presente estudio con el conocimiento existente en la actualidad para proponer unas recomendaciones que puedan ser de utilidad a los gestores y órganos competentes para conservar la especie.

Tendencia poblacional y estado de conservación

La alondra ricotí es uno de los passeriformes más escasos de Europa. Sin embargo, son aún pocos los datos que se conocen sobre su tendencia poblacional (ver Tella *et al.* 2005, Suárez 2010, Gómez-Catasús *et al.* 2018a). Para ello analizamos la evolución de 33 poblaciones españolas (Pérez-Granados & López-Iborra 2014), dentro de las cuales examinamos más detalladamente las poblaciones valencianas (Figura 1, Pérez-Granados & López-Iborra 2013). A nivel nacional evaluamos la diferencia entre el número de ejemplares detectados entre censos repetidos entre los periodos 1997–2005 y 2005–2013. Únicamente consideramos poblaciones censadas con una metodología similar y comparable. A esta escala el declive medio observado fue del 70% en cinco generaciones de la especie (doce años y medio, Pérez-Granados & López-Iborra 2014). En Valencia comparando el número de machos detectados en 2004 y 2011 estimamos una regresión media anual del 10% y una reducción de su área de ocupación de un tercio (Pérez-Granados & López-Iborra 2013). No obstante, durante el periodo 2011–2018 la tendencia se ha estabilizado (datos propios).

Según nuestros resultados, el declive de la especie en la península Ibérica es generalizado. La especie ha disminuido prácticamente en la totalidad de las provincias de las que se disponía de datos, lo que ha provocado que más de 40 poblaciones periféricas de su área de distribución se hayan extinguido (Pérez-Granados *et al.* 2013a, Pérez-Granados & López-Iborra 2014). En las zonas más extensas y homogéneas de su distribución también se ha detectado una reducción notable en el número de ejemplares y se han producido extinciones locales de poblaciones de reducido tamaño (Tella *et al.* 2005, Suárez 2010). La disminución poblacional detectada, tanto a nivel nacional como provincial, está acorde con

las tasas de regresión obtenidas por otros autores. Así, Garza *et al.* (2016) tras analizar la situación de 56 poblaciones monitorizadas con metodología similar durante los periodos 2004–2007 y 2014–2015, encontraron un declive medio anual del 6,5%, mientras Gómez-Catasús *et al.* (2018a) usando datos registrados en más de 90 poblaciones monitorizadas entre 2004 y 2015 con la misma metodología estimaron un declive medio anual del 3,9%.

La distancia media entre recapturas de adultos en años diferentes es muy baja, alrededor de 100 m, considerando valores medios obtenidos tanto en poblaciones centrales del área de distribución (Laiolo *et al.* 2007) como periféricas (Pérez-Granados & López-Iborra 2015a). Esta escasa dispersión reproductiva provoca que la especie adquiera unas densidades muy elevadas en las manchas de hábitat más pequeñas (Tischendorf *et al.* 2005, Laiolo & Tella 2006). En el valle del Ebro, se ha visto que los parches más pequeños pueden tener densidades tres o cuatro veces superiores a la densidad media en las poblaciones de gran tamaño (Vögeli *et al.* 2010). Este patrón también lo hemos detectado en las poblaciones del Sistema Ibérico (Pérez-Granados & López-Iborra 2013). En concreto, la metapoblación de Valencia presentó densidades muy elevadas al distribuirse en cinco parches de reducido tamaño (< 200 ha, Figura 2). Este proceso de rarefacción y hacinamiento, aumenta el riesgo de extinción de las poblaciones por cambios medioambientales o procesos estocásticos (Hanski 1999).

Método de censo óptimo

Estimar adecuadamente el tamaño de una población es esencial para determinar su dinámica temporal y su estatus de conservación. Es básico conocer los errores asociados a cada método de conteo, dado que las diferencias entre las diversas metodologías pueden hacer variar las estimas poblacionales y el grado de amenaza asignado en función de algunos de los criterios establecidos (Garza *et al.* 2003, Arroyo *et al.* 2014). Además, el uso de diferentes métodos de censo puede invalidar, al menos en parte, la posibilidad de hacer comparaciones del número de ejemplares existentes entre dos periodos de tiempo o entre zonas.

La alondra ricotí ha sido muy estudiada y censada en los últimos años (Gómez-Catasús

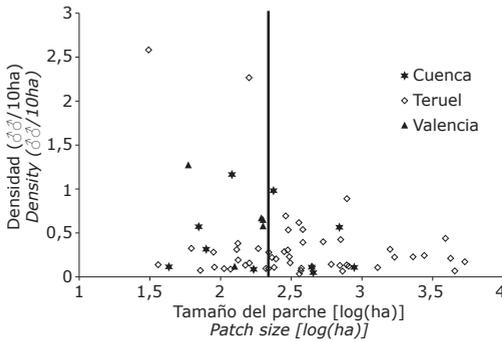


Figura 2. Densidad media de alondra ricotí (machos/10 ha) en las poblaciones de Valencia y las provincias colindantes (Cuenca y Teruel) en relación al tamaño de parche. El tamaño de parche se representa como el logaritmo en base 10 del número de hectáreas. La línea vertical marca el tamaño de parche umbral (200 ha) por debajo del cual la densidad media de es superior. Los datos de Cuenca y Teruel se han obtenido de Suárez (2010).

Mean Dupont's Lark density (males/10 ha) in the populations in Valencia and in neighbouring populations (Cuenca and Teruel) as a function of the extension of the habitat patch. Patch size is shown as the base 10 logarithm of the number of hectares. The vertical line shows the patch size threshold (200 ha) below which the mean Dupont's Lark density is higher. Data from Cuenca and Teruel were taken from Suárez (2010).

et al. 2016). No obstante, la metodología de censo empleada ha variado entre estudios y diferentes autores han discrepado en el método que consideran como más adecuado (Suárez 2010, Vögeli *et al.* 2010). Por eso, con el fin de determinar si las diferentes metodologías pueden influir en las estimas poblacionales descritas para la especie, comparamos cuatro métodos de censo tradicionalmente empleados para censarla (Pérez-Granados & López-Iborra 2017). Así mismo, evaluamos el número de días necesario para aplicar cada método en cuatro parcelas de hábitat, la relación existente entre la fecha del censo y el número de machos detectados mediante el transecto lineal de 500 metros, y el número de visitas necesarias para estimar de manera fiable el número de machos territoriales a través del método del mapeo.

Los censos fueron realizados siempre por el mismo observador y a velocidad constante en días con condiciones óptimas. La hora de censo estuvo comprendida entre una hora antes de la salida del sol y 30 minutos después del amanecer, periodo en el que se concentra la actividad canora de la especie (Pérez-Granados *et al.* 2018a). Se

realizaron censos mediante transectos lineales, usando dos anchos de banda: 25 m (transecto finlandés, Garza & Suárez 1990) y de 500 m (Suárez 2010). Los datos de ambos métodos se obtuvieron en las mismas visitas. También censamos la especie a través de estaciones de escucha de 15 minutos de duración con ancho de banda de 150 m (Càdec 2007) situadas en las mismas áreas, separadas por 300 m entre sí, que cubrían la total extensión de los parches. Se realizó un único censo en cada estación y consideramos como un único macho aquellas localizaciones de individuos obtenidas en diferentes estaciones de escucha, pero separadas por menos de 50 metros. Por último, aplicamos el método del mapeo (Bibby *et al.* 2000), para lo cual recorrimos todas las áreas ocho veces e identificamos como un macho territorial las agrupaciones de al menos dos contactos en un radio de 100 m. En todos los censos, la localización estimada de los machos cantando se registró mediante GPS, anotando de manera específica los contactos de individuos cantando de manera simultánea para facilitar la identificación de machos territoriales diferentes. En el caso de los métodos de transecto lineal con banda de 500 m, estaciones de escucha y método del mapeo, el número de machos identificados se consideró como el número total existente en cada parche, por lo que la densidad de la especie (aves/10 ha) se estimó dividiendo ese número de machos entre el tamaño de cada parche. Por el contrario, en el caso del transecto finlandés, cuyas bandas solo cubren una parte de la superficie de cada parche, la densidad se estimó siguiendo el modelo lineal propuesto por Järvinen y Väisänen (1975), y esta densidad se multiplicó por la extensión del parche.

El número de días necesarios para cubrir con una visita las cuatro parcelas de hábitat varió entre métodos de censo. Así, los censos realizados mediante transecto finlandés y transecto lineal con ancho de banda de 500 m requirieron siete días cada uno, mientras que fueron necesarios 13 días para completar el censo con estaciones de escucha. El número de días empleado para censar cualquier especie a través del método del mapeo varía en función del número de visitas necesarias a cada parcela para estimar con fiabilidad la localización y número de territorios (Bibby *et al.* 2000). Nosotros empleamos siete días para completar cada visita y estimamos que era necesario realizar un mínimo de cuatro

visitas para estimar de manera fiable el tamaño poblacional de la especie con este método. Por tanto, debido a la necesidad de acumular varios contactos para definir territorios, el método del mapeo requirió un esfuerzo de 28 días, cuatro veces superior al necesario para completar una visita a todas las parcelas mediante el transecto finlandés y lineal con ancho de banda de 500 m y dos veces más costoso que el censo realizado a través de estaciones de escucha.

La aplicación del transecto lineal con ancho de banda de 500 m mediante un solo recorrido de las parcelas subestimó la densidad obtenida mediante el mapeo de forma variable según el mes (entre un 30% en marzo y un 4% en junio). Por el contrario, nuestros resultados evidenciaron que una aplicación del transecto finlandés y las estaciones de escucha sobrevaloran aproximadamente en un 35% el número de machos detectados con el mapeo, por lo que no deberían emplearse para censar la especie. Esta sobrestima creemos que es debida a errores en la asignación de la localización de los contactos, dado que estudios previos han demostrado cierta tendencia a subestimar la distancia a la que cantan los machos de alondra ricotí (Garza *et al.* 2003, Vögeli *et al.* 2010). Como consecuencia, el número de ejemplares supuestamente detectados dentro de la banda principal del transecto finlandés se incrementa y con ello la densidad estimada. En el caso de las estaciones de escucha este error haría más fácil contar un mismo macho en diferentes puntos al asignar erróneamente su distancia y considerarlo más cerca de cada estación (Pérez-Granados & López-Iborra 2017).

El método del mapeo se ha definido por otros autores como la metodología de censo más precisa para estimar la abundancia de la especie en un área concreta (Tella *et al.* 2005, Vögeli *et al.* 2010). No obstante, el elevado esfuerzo de trabajo de campo que requiere puede imposibilitar su uso en grandes extensiones. Por ello, creemos que el transecto lineal con ancho de banda de 500 m, cuando se aplica durante los meses de mayor actividad canora, es válido para censar la especie en una determinada área pues solo infravalora en torno a un 5% los resultados obtenidos a través del método del mapeo. Dado que necesita un menor esfuerzo de muestreo puede aplicarse con menor coste en áreas extensas y en censos completos a nivel nacional o de una comunidad autónoma (Suárez 2010).

La alondra ricotí se ha censado en diversos trabajos casi indistintamente entre los meses de marzo y julio (Tella *et al.* 2005, Suárez 2010), a pesar de que la actividad canora de la especie varía a lo largo de la estación reproductora (Pérez-Granados *et al.* 2018a). En nuestro estudio concluimos que la especie no se debería censar durante el mes de marzo, dado que el número de ejemplares que se detecta durante dicho mes es casi un 30% inferior en comparación con los valores registrados durante abril-junio con el mismo método de censo. Asimismo, durante el mes de marzo parece ser mayor la probabilidad de que algunos machos cambien la localización de sus territorios de cría, por lo que el número de individuos puede no ser estable en algunos sectores de su hábitat. No obstante, este estudio fue realizado en el Sistema Ibérico, en poblaciones situadas en torno a 1.000 metros de altitud, por lo que la fenología de canto de la especie podría variar en otras localidades, especialmente aquellas más situadas al sur y en climas más benignos, como las poblaciones andaluzas.

Selección de hábitat

La alondra ricotí se ha catalogado generalmente como una especialista de un tipo de hábitat muy peculiar, al ocupar parches de gran extensión, llanos y dominados por matorrales de bajo porte (Garza *et al.* 2005, Seoane *et al.* 2006, Vögeli *et al.* 2010). En las poblaciones del Rincón de Ademuz (Valencia), sin embargo, ocupa algunos hábitats que se salen del patrón general, como los romerales *Rosmarinus officinalis* (Pérez-Granados *et al.* 2017a), o que están experimentando un rápido proceso de invasión por el pinar. Por tanto, creímos pertinente estudiar la selección de hábitat durante la época reproductora en estas poblaciones, información que podría proporcionar además claves para la gestión de su hábitat.

Estudiamos las 13 manchas de hábitat potencial descritas para la especie que existen en el Rincón de Ademuz (Figura 1), aunque únicamente cinco estuvieron ocupadas durante el periodo de muestreo (primaveras de 2011 y 2012, Figura 1). Del resto de parcelas, tres de ellas (Tóvedas, Pinar 2 y Pinar 3; Figura 1) fueron habitadas por la especie, durante la primera década del siglo XXI (Pérez-Granados & López-Iborra 2013), pero no hemos detectado

ningún registro entre 2011 y 2018 a pesar del mayor esfuerzo de muestreo. En el caso de las manchas de Pinar 2 y Pinar 3 creemos que el proceso natural de arborización que están sufriendo dichas poblaciones es la causa más probable de la extinción de la especie. En el caso de Tóvedas, a pesar de mantener un hábitat aún adecuado, la reducida extensión de dicho parche podría explicar, en parte, que la presencia de la especie no sea continua. La localización y abundancia de alondra ricotí se obtuvo a través del método del mapeo (véase sección anterior, Pérez-Granados & López-Iborra 2017). El estudio de selección de hábitat se desarrolló a tres escalas: microhábitat, macrohábitat y escala de paisaje. Para el estudio a las escalas de microhábitat y macrohábitat, únicamente utilizamos datos obtenidos en las tres principales poblaciones del Rincón de Ademuz (Hontanar, Losar y Pinar 1; Figura 1), mientras que a escala de paisaje consideramos el total de las manchas potenciales.

A escala de microhábitat, consideramos únicamente aquellas localizaciones de la especie obtenidas a menos de 25 m del observador durante los censos. En dichas localizaciones medimos diferentes variables del hábitat dentro de un círculo de 25 m de radio, tales como la pendiente, número de árboles y cobertura de cultivos, de suelo desnudo, guijarro, roca, así como de herbáceas y de matorrales a diferentes alturas a nivel del suelo: < 20 cm, entre 20 cm y 40 m, y > 40 cm. En el caso del matorral se dividieron las categorías en función de las principales especies (tomillo, genista y romero). Las coberturas obtenidas en dichos puntos de muestreo se compararon con las estimas realizadas también en círculos de 25 m de radio centrados en puntos del terreno escogidos aleatoriamente con el fin de determinar si los ejemplares estaban o no escogiendo una configuración particular del hábitat.

Para el estudio a escala de macrohábitat las variables de hábitat se registraron en cuadrados de 1 ha, estimando variables tales como la cobertura de suelo, de herbáceas y de las diferentes especies de matorral (sin considerar alturas), así como el número de árboles (clasificados en pinos y enebros), pendiente media y cobertura de cultivos. Se compararon los valores obtenidos en aquellos cuadrados donde se localizaron territorios de alondra ricotí con aquellas donde no fueron detectados (Pérez-Granados *et al.* 2017a).

A esta escala creamos modelos promediados de selección de hábitat a través de regresiones logísticas por separado para cada una de las poblaciones muestreadas. Los modelos desarrollados en cada población se aplicaron en el resto y también a datos de presencia obtenidos en otros años (2013 y 2014) con el fin de estudiar la transferencia espacio-temporal de los modelos generados. Este análisis permite evaluar si la selección de hábitat es similar entre las poblaciones de estudio o no, así como su posible variación con el paso del tiempo. Tanto a escala de microhábitat como de macrohábitat se realizó además un análisis de partición jerárquica, con el fin de conocer la importancia relativa de cada una de las variables sobre la presencia de la especie.

A escala de paisaje, seguimos la misma metodología que la empleada para muestrear el hábitat que a escala de microhábitat, aunque en este caso además se incluyó la variable tamaño de parche. A esta escala, y debido al reducido tamaño muestral, se comparó mediante análisis univariantes el efecto de cada una de las variables en la presencia o ausencia de la especie en los 13 parches de hábitat potencial.

Encontramos una selección de hábitat a escala de microhábitat muy similar a la descrita por otros autores anteriormente. Por ejemplo, Tellería *et al.* (1988), Garza & Suárez (1988) y Martín-Vivaldi *et al.* (1999) también detectaron una clara preferencia por zonas dominadas por arbustos de pequeño y mediano tamaño (en torno a un 30% de cobertura), y una clara tendencia a evitar zonas donde el matorral se encuentre muy desarrollado en altura (> 40-50 cm), así como áreas con elevada cobertura de pastizales, y con presencia de árboles o cultivos (Figura 3).

Los resultados obtenidos muestran el gran efecto negativo que ejerce la pendiente en la distribución de la especie durante la época reproductora, tanto a escala de microhábitat como de macrohábitat, ya que los machos cantores seleccionan zonas llanas, generalmente con pendientes inferiores a 4° (Pérez-Granados *et al.* 2017a). Dada la imposibilidad práctica de modificar la pendiente, este resultado condiciona los lugares donde es útil realizar medidas de gestión de hábitat, que deberían desarrollarse en zonas lo más llanas posibles, y nunca en áreas con una pendiente superior a 8-10°, donde apenas se ha detectado la especie. Este rango también ha sido descrito por varios autores como el umbral crítico



Figura 3. Hábitat típico de las tres poblaciones donde se ha estudiado la selección de hábitat en el Rincón de Ademuz. **A)** Hontanar es un tomillar-aulagar dominado por matorrales de bajo porte y escasa presencia de arbolado. **B)** Pinar es similar en vegetación y estructura a Hontanar, pero presenta mayor número de árboles. **C)** En Losar domina el romeral, muy cerrado en ocasiones, con pequeños rodales donde el tomillo es la especie dominante. En esta población se han realizado desbroces manuales (zonas más clareadas en la figura) para favorecer el hábitat de la alondra ricotí. Fotos: Pedro Sáez.

*Typical habitat of the three Dupont's Lark populations where habitat selection was studied. **A)** Hontanar consists of low shrubland dominated by thyme and lavender with few trees. **B)** Pinar has similar vegetation and habitat structure to Hontanar but with a certain number of trees. **C)** Very dense stands of rosemary often dominate at Losar, mixed in with small areas of thyme. In the latter population, manual clearing (the most open areas shown in the picture) has been carried out to enhance the Dupont's Lark habitat. Pictures: Pedro Sáez.*

co a partir del cual su probabilidad de presencia se ve drásticamente reducida (Nogués-Bravo & Aguirre 2006, Seoane *et al.* 2006).

Los patrones de selección detectados a escala de macrohábitat fueron relativamente similares a los obtenidos a escala de microhábitat. Resulta curioso que la especie evita casi al completo la presencia de árboles a escala de microhábitat y macrohábitat en las poblaciones de Hontanar y Losar, mientras que en la población de Pinar la especie tolera la presencia de árboles, e incluso el número de enebros y sabinas *Juniperus* spp. fue significativamente mayor en aquellos cuadrados ocupados por la especie que en los cuadrados desocupados (Pérez-Granados *et al.* 2017a). Esta población está sufriendo un proceso natural de arborización similar al que parece haber llevado a la desaparición a algunas poblaciones cercanas (Pinar 2 y Pinar 3). Este proceso de arborización no es uniforme, ya que los pinos se distribuyen en mayor medida en las zonas periféricas de la parcela de hábitat mientras que los *Juniperus* spp. se concentran en la parte central, donde se sitúan los territorios de la alondra ricotí, lo que explica que dicha variable tenga un efecto positivo en la distribución de la especie. Esta situación parece condicionar la selección de hábitat de la especie, que tiende a evitar las zonas ocupadas por los pinos pero estaría forzada a ocupar cuadrados con condiciones sub-óptimas donde ha de tolerar una elevada presencia de enebros y sabinas en sus territorios, si bien evita la proximidad a los árboles a escala de microhábitat.

El tamaño del parche resultó ser la única variable para la que detectamos un efecto significativo sobre la probabilidad de que un área de hábitat potencial esté ocupada o no (Pérez-Granados *et al.* 2017a), en concordancia con lo publicado anteriormente por otros autores (Nogués-Bravo & Aguirre 2006, Vögeli *et al.* 2010). En nuestra área de estudio el tamaño medio de los parches ocupados (155 ha, rango 59–199 ha) fue significativamente mayor ($p < 0,05$ según una regresión logística) que el de los parches desocupados (81 ha, rango 16–176 ha). Resulta sorprendente que en nuestro estudio la distancia a la población más cercana no haya resultado una variable significativa a esta escala (Pérez-Granados *et al.* 2017a), mientras que Vögeli *et al.* (2010) en un estudio realizado en 65 poblaciones de alondra ricotí en el Valle del Ebro encontraron que ésta fue la variable más impor-

tante a la hora de explicar la probabilidad de que un determinado parche estuviera ocupado o no. Esto pudiera ser debido a la escasa distancia existente entre los parches en el Rincón de Ademuz, con una separación media entre parches más cercanos inferior a un kilómetro, mientras que en el estudio realizado por Vögeli *et al.* (2010) esta distancia fue en promedio de 8,6 km, lo que puede explicar en parte que en la metapoblación del Valle del Ebro esta variable sí influyera en la probabilidad de que un parche esté ocupado o no. Encontramos una elevada transferibilidad espacio-temporal de los modelos de selección de hábitat, evaluada mediante el área bajo la curva ROC de los modelos aplicados en otras localidades o años ($AUC > 0,75$; Pérez-Granados *et al.* 2017a). Esto sugiere una elevada capacidad de la especie para encontrar áreas similares, que cumplan sus requisitos de selección de hábitat, a pesar de que varíe la especie vegetal dominante o la densidad de arbolado entre poblaciones. Además, este resultado sugiere que las medidas de gestión del hábitat propuestas a partir de este estudio (ver apartado final), podrían tener éxito al aplicarse en poblaciones diferentes a las estudiadas, aunque su efectividad podría verse reducida, especialmente en aquellas poblaciones con hábitats diferentes a los evaluados en nuestro estudio.

Efecto del fuego sobre las poblaciones y su hábitat

Una de las principales amenazas a las que se enfrenta la alondra ricotí es la regeneración natural de las estepas arbustivas tras el abandono de la ganadería extensiva. La ausencia de ganado provoca un desarrollo del matorral, tanto horizontal como vertical, por encima de lo que tolera la especie (Suárez 2010). Estudios previos han llegado a proponer el uso de fuegos controlados como posible medida de gestión para frenar el proceso de matorralización (Suárez 2010), pese a no haberse testado su eficacia. Esta propuesta se basa en la presencia de la especie en determinadas áreas quemadas en las que no estaba antes de que ocurriera el incendio (Suárez 2010). Además, es bien conocido que el fuego juega un papel clave en la persistencia de algunas aves mediterráneas (p. ej., Moreira *et al.* 2001, Pons & Bas 2005, Brotons *et al.* 2008,

Clavero *et al.* 2011), al crear hábitats abiertos requeridos para ciertas especies, como la colllalba negra *Oenanthe leucura* (Real 2000) o el escribano hortelano *Emberiza hortulana* (Menz *et al.* 2009). Por el contrario, existen precedentes en los que el fuego ha producido un importante descenso poblacional, como ocurrió en Almería (Suárez 2010).

En el páramo de Layna (Soria) se produjo un incendio en el verano de 2009 que afectó a 450 ha, el cual nos sirvió fortuitamente como modelo de estudio para evaluar el efecto del fuego a corto y largo plazo sobre la población de alondra ricotí y su hábitat. Para ello analizamos los cambios en la abundancia y distribución de la población de dicho páramo durante los siete años tras el incendio, así como las alteraciones que el fuego causó en la estructura de la vegetación. En esos años se recorrieron ocho transectos lineales (ancho de banda de 500 m), tres de ellos afectados por el fuego y cinco usados como control, de los que disponíamos datos de los años previos al incendio (periodo 2004–2006). El efecto del fuego en la estructura de la vegetación se analizó midiendo tanto en la zona incendiada como en la zona control las siguientes variables del hábitat: cobertura de suelo desnudo, guijarro, roca, herbáceas y matorrales a diferentes alturas a nivel del suelo (< 20 cm, entre 20 y 40 cm, y > 40 cm) y la altura media y máxima del matorral (Pérez-Granados *et al.* 2013b, 2018b).

Encontramos que la alondra ricotí desapareció prácticamente por completo de la zona quemada durante los dos primeros años tras el incendio (Pérez-Granados *et al.* 2013b, Tabla 1). Además, el número de ejemplares en la zona control también decreció ligeramente tras el fuego, lo que podría sugerir un efecto indirecto

sobre las zonas cercanas no afectadas. En la zona control se mantuvo durante los dos años tras el incendio una vegetación dominada por arbustos de bajo porte (cobertura > 50%), hábitat preferido por la especie (Garza *et al.* 2005, Seoane *et al.* 2006). Por el contrario, en la zona afectada el fuego produjo un cambio importante en la cobertura de la vegetación que durante el primer año tras el incendio estuvo cubierta en más de un 80% por suelo desnudo, guijarros y rocas. El estrato arbustivo se calcinó casi al completo, lo que explica la gran afección que el fuego causó en la especie. En el segundo año la cobertura de la vegetación se recuperó notablemente, pero pasó a estar dominada por herbáceas gracias a su rápido crecimiento. Los pastizales, sin embargo, son hábitats inadecuados para la especie (Seoane *et al.* 2006), por lo que el número de ejemplares detectados fue incluso inferior al registrado el primer año tras el incendio.

A partir del cuarto año la situación, tanto de la especie como de la estructura vegetal en general, mostró claros signos de recuperación hacia las condiciones pre-incendio, aunque no fue hasta siete años después cuando el número de machos dentro del área incendiada alcanzó valores idénticos a los registrados antes del incendio (Tabla 1) y cuando ocho de las once variables de hábitat medidas ya no difirieron del área de control (Pérez-Granados *et al.* 2018b). La respuesta obtenida a largo plazo concuerda con los resultados de trabajos realizados anteriormente en otras especies de aves mediterráneas de medios abiertos (Pons & Bas 2005, Brotons *et al.* 2008, Clavero *et al.* 2011), donde el fuego resultó positivo para la persistencia de estas aves. Creemos que es especialmente interesante destacar cómo transcurridos siete años tras el incendio el

Tabla 1. Número de machos detectados antes y después del incendio de 2009 en cada zona en el páramo de Layna (Soria). El área control no se vio afectada por el fuego. También se muestran el número de transectos y el total de kilómetros recorridos hechos en cada una de las zonas. *Number of males recorded in the pre-fire and post-fire periods in each area in the Layna moorland (Soria). The control area was not affected by fire. The number of transects and total transect length in each area are also shown.*

Área / Area	Transectos recorridos / Transects walked	Longitud (Km) / Distance (km)	Número de machos / Number of males				
			Antes fuego / Pre-fire	Después fuego / Post-fire			
				1er año / 1 st year	2º año / 2 nd year	4º año / 4 th year	7º año / 7 th year
Control / Control	3	13.1	55	43	53	51	54
Quemada / Burnt	5	5.1	18.5	3	1	9	17

hábitat presente en la zona incendiada presentó una menor altura y menor cobertura que en la zona control, con valores más próximos a lo que tradicionalmente se ha descrito como óptimos para la especie. Sin embargo, la densidad media de la especie en dicha área aún fue inferior a la de la zona control, y quizás quepa esperar aún un incremento de su población en años venideros. En esta localidad, sin duda, el elevado número de machos alrededor de la zona incendiada (se estima en 200 el número de machos en la población de Layna) y el elevado éxito reproductor estimado para esta población (60% y en ocasiones hasta tres puestas exitosas en una primavera, Pérez-Granados *et al.* 2017b) han debido jugar un papel esencial en el proceso de recolonización y expansión de la especie.

Nuestro estudio sobre el efecto del fuego pone de manifiesto que los incendios han de evitarse a toda costa en las zonas habitadas actualmente por la especie, dado su efecto tan negativo sobre su abundancia y la estructura del hábitat a corto plazo. De hecho, los fuegos conducen virtualmente a su extinción local allí donde ocurren. En los últimos años se han desarrollado diversas medidas de gestión de hábitat directa para frenar el proceso de matorralización, tales como reducir de manera manual la cobertura y la altura del matorral tanto en Burgos (Palma 2018) como en Valencia (Pérez-Granados *et al.* 2016a), así como la reducción en el número de árboles en diversos páramos de Soria (proyecto LIFE-Ricotí). A falta de estudios que corroboren la eficacia de este tipo de medidas, los primeros resultados obtenidos en Valencia mostraron que son útiles para crear nuevos territorios (Pérez-Granados *et al.* 2016a). Además, apenas suponen un riesgo para la viabilidad de la especie. Sin embargo, el elevado número de ejemplares detectados en el área incendiada siete años después del fuego y el hecho de que el incendio haya creado un hábitat más abierto que el encontrado en la zona control sugiere que los incendios controlados podrían ser una medida de gestión útil para frenar el proceso de matorralización que está sucediendo en numerosas estepas mediterráneas. Por tanto, creemos que sería deseable evaluar el uso del fuego controlado como medida de gestión en zonas densamente matorralizadas, llanas y cercanas a la distribución actual de la especie, que tras una quema regulada podrían pasar a ser adecuadas. También es pertinente aumentar el conocimien-

to sobre el efecto del fuego en la estructura del hábitat y en la distribución de la alondra ricotí en otros lugares, pues la respuesta de la especie podría diferir entre hábitats y poblaciones en función de la especie vegetal dominante, tipo de suelo, intensidad del incendio, número de ejemplares en los alrededores, etc.

Efecto de la fragmentación del hábitat sobre la composición y diversidad de cantos

Estudios previos han demostrado que la fragmentación del hábitat, tanto a pequeña como a gran escala, afecta al sistema de comunicación de la alondra ricotí, dando lugar a variaciones geográficas del canto y a que el número de cantos compartidos entre los machos sea menor en zonas fragmentadas que en zonas continuas (p. ej., Laiolo & Tella 2005, 2006). Además, Laiolo *et al.* (2008) demostraron que la diversidad del canto puede considerarse como un indicador de la viabilidad de las poblaciones estudiadas. Con el objetivo de aumentar el conocimiento sobre el canto y la respuesta de la especie a la fragmentación del hábitat, estudiamos el patrón espacial de canto y el porcentaje de cantos compartidos entre individuos en las tres principales poblaciones del área de estudio (Hontanar, Losar y Pinar 1; Figura 1), donde la especie había sufrido un grave declive en los años anteriores (Pérez-Granados & López-Iborra 2013). En las tres poblaciones estudiadas se grabaron los cantos de la práctica totalidad de los machos detectados a través del método del mapeo en las temporadas reproductoras de 2011 y 2012 (Pérez-Granados *et al.* 2016b). Tras analizar las grabaciones creamos una matriz de presencia/ausencia de los diferentes tipos de cantos en los individuos grabados, lo que nos permitió: 1) estimar un índice de similitud (Jaccard) de canto entre los ejemplares, 2) comparar dicha similitud en función de la distancia entre los mismos, y 3) describir dialectos (grupos de machos que presentan un canto similar entre ellos pero diferente de otros grupos de machos) a través de un análisis SIMPROF (Clarke *et al.* 2008), utilizado por primera vez para definir de manera objetiva dialectos en aves. Además, también estimamos la diversidad de canto de cada individuo (número de cantos diferentes de cada macho), y de cada

población (número de cantos diferentes en cada población).

Encontramos un claro efecto de la fragmentación del hábitat en el sistema de comunicación de la especie, ya que pudimos detectar dialectos propios de cada una de las poblaciones estudiadas y un menor porcentaje de notas compartidas entre machos según aumentaba la distancia entre los mismos (Figura 4). Este patrón está acorde con los descritos a mayor escala (Laiolo & Tella 2005, 2006; Laiolo *et al.* 2008), si bien detectamos notables diferencias con los estudios previos. Por ejemplo, el porcentaje de cantos compartidos entre las poblaciones valencianas fue prácticamente nulo (5%), a diferencia del estudio de Laiolo y Tella (2005) que estimó un porcentaje del 67%. Este resultado adquiere mayor relevancia si consideramos que el estudio

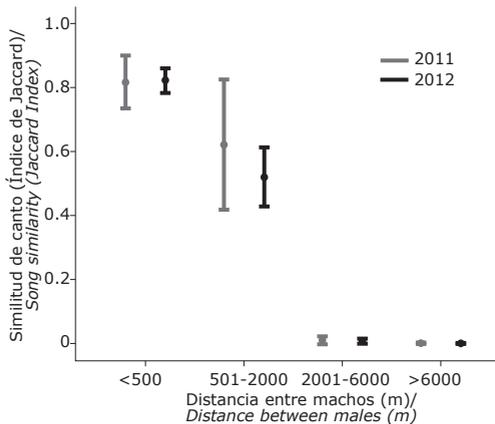


Figura 4. Similitud en los tipos de cantos medido a través del índice de Jaccard entre pares de machos en función de la distancia. Este índice se estimó para cada año de estudio por separado. En la gráfica se representa la similitud media y el intervalo de confianza al 95% entre machos vecinos de una misma población (distancia < 500 m), machos no vecinos de una misma población (entre 501 y 2000 m), machos entre las dos poblaciones más próximas (entre 2001 y 6000 m) y entre los machos situados en las dos poblaciones más alejadas (distancia > 6000 m).

Song type similarity measured by the Jaccard index between pairs of Dupont's Lark males as a function of distance between individuals. This index was calculated separately for each study year. The graph shows the mean similarity with 95% confidence intervals between neighbouring males from the same population (distance < 500 m), non-neighbouring males from the same population (between 501 and 2000 m), males from the two closest populations (between 2001 and 6000 m), and males from the most far apart populations (> 6000 m).

de Laiolo y Tella (2005) incluyó poblaciones a lo largo del rango de distribución de la especie en España e incluso una población marroquí, mientras las poblaciones del Rincón de Ademuz apenas están separadas por seis kilómetros, lo que apoya la hipótesis de un elevado grado de aislamiento en estas poblaciones.

Además, detectamos grandes diferencias en el porcentaje de cantos compartidos entre los machos de una misma población. En dos de las tres poblaciones analizadas (Losar y Pinar) el grado de similitud fue superior al 80%, lo que contrasta con estudios anteriores donde el porcentaje de cantos compartidos dentro de una población varió entre 16–54% (Laiolo & Tella 2005). Por el contrario, en la tercera población, Hontanar, detectamos que machos establecidos en áreas separadas por una franja de cultivos de apenas 100 m presentaban microdialectos diferentes, por lo que el porcentaje de cantos compartidos entre machos fue algo inferior (30-80%). Resulta interesante detectar cómo pequeñas variaciones en el uso del suelo pueden ser suficientes para actuar como barrera entre dos zonas ocupadas de la especie, dando lugar a dos dialectos separados por apenas 300 m (Pérez-Granados *et al.* 2016b). Este caso, especialmente curioso pues las aves que se encuentran a cada lado del cereal no se encuentran aisladas acústicamente (Figura 5), apoya la existencia de un elevado grado de aislamiento y una reducida dispersión adulta de la especie en el Rincón de Ademuz (Pérez-Granados & López-Iborra 2015a). Dado que los ejemplares inmaduros aprenden a cantar tras dispersarse, este resultado indica que los movimientos de ejemplares adultos entre poblaciones, y como consecuencia la transmisión de los cantos, han de ser muy escasos. Pero no se puede descartar que este patrón pueda deberse a un efecto fundador, dado que algunas de las poblaciones muestreadas (Losar) parecen haberse originado en la última década, con lo que todos los ejemplares de dicha población habrían aprendido a cantar igual al hacerlo a partir de un número reducido de tutores (Lachlan & Slater 2003, Parker *et al.* 2012).

Biología reproductora

Las alondras sufren un declive continuo y generalizado en Europa (Donald 2004, Suárez *et*

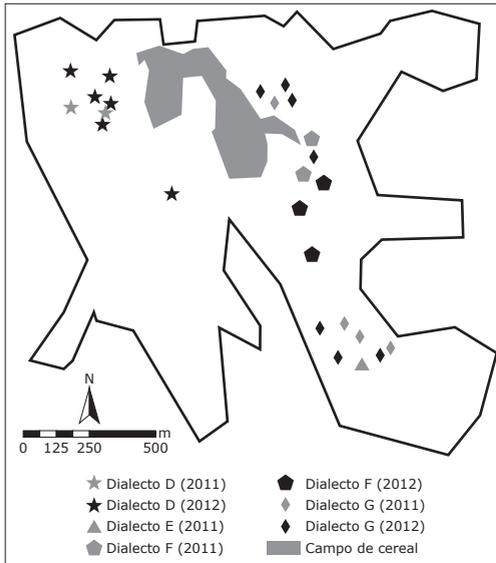


Figura 5. Localización de las alondras ricotí grabadas en la población de Hontanar (ver Figura 1) durante los años 2011 y 2012. Los símbolos señalan machos individuales que comparten una serie de notas únicas entre sí (dialectos). El nombre dado a los dialectos se basa en los resultados del SIMPROF y mantienen la nomenclatura propuesta en Pérez-Granados *et al.* (2016a).

*Location of Dupont's Larks recorded in the Hontanar population (see Figure 1) in 2011 and 2012. Symbols show males that share song types (dialects). The name given to each dialect is based on the SIMPROF results and follow the names proposed in Pérez-Granados *et al.* (2016a).*

al. 2009). Diversos autores han encontrado una fuerte relación entre el éxito reproductor de las alondras y la viabilidad de sus poblaciones (p. ej., Donald 2004, Vögeli *et al.* 2011, Praus & Weidinger 2015). No obstante, se dispone de poca información sobre sus parámetros reproductores, debido a la dificultad para encontrar y realizar seguimiento de un gran número de nidos y a las elevadas tasas de depredación que sufren (Suárez *et al.* 2009).

El conocimiento de la biología reproductiva de la alondra ricotí es muy escaso, y se restringe a estudios realizados hace ya más de dos décadas, en los que se describió la alimentación de los pollos en nido (Herranz *et al.* 1993) y los parámetros reproductores básicos de la especie (Cañadas *et al.* 1988, Herranz *et al.* 1994). El primero de los estudios realizados monitorizó únicamente cuatro nidos en el sureste peninsular (Cañadas *et al.* 1988), por lo que sus resultados parecen poco

representativos. Por el contrario, Herranz *et al.* (1994) recopilaron datos de un gran número de nidos en dos localidades (15 nidos en Cabo de Gata y 16 en el páramo de Layna) y su trabajo se ha tomado como referencia para describir la biología reproductora de la especie desde su publicación. Sin embargo, este estudio presenta dos grandes inconvenientes. El primero es que no describe las causas del fracaso reproductor de la especie, si bien es lógico pensar que la inmensa mayoría de los fracasos se deban a la depredación. El segundo, y más grave, es que casi la mitad de los nidos fueron monitorizados en Cabo de Gata (Almería), en una zona que presentaba una elevada densidad de perros asilvestrados *Canis lupus familiaris* y zorros *Vulpes vulpes* que hacía que dichas poblaciones no fueran viables (Suárez 2010). Por tanto, cabe esperar que el éxito reproductor publicado en dicho trabajo tampoco sea representativo del de otras poblaciones ibéricas.

Con el objetivo de profundizar en el conocimiento de la biología reproductora de la especie y obtener estimas de parámetros reproductores que sean más representativos, realizamos un seguimiento de nidos de la población valenciana al que unimos los datos de nidos de la población del páramo de Layna obtenidos por el Grupo de Ecología Terrestre de la Universidad Autónoma de Madrid (TEG-UAM) (Figura 6, Pérez-Granados *et al.* 2017b). Ambas áreas presentan un paisaje llano o ligeramente ondulado situado entre 1.100 y 1.200 metros de altitud, y una vegetación dominada por matorrales de bajo porte (Garza *et al.* 2005, Pérez-Granados *et al.* 2017a).

En total recopilamos datos de 16 nidos en Valencia, encontrados entre los años 2011–2015, y de 20 nidos en Layna procedentes de diversos años (2003–2004, 2008–2009, 2011–2013 y 2015). Los nidos en ambas localidades fueron visitados cada 2–5 días. Adicionalmente, doce de los nidos encontrados en Ademuz fueron video monitorizados para estudiar el comportamiento en nido de la especie (ver detalles sobre equipo de grabación en Pérez-Granados & López-Iborra 2015b), y los progenitores fueron marcados con anillas de colores para su identificación.

El análisis de estos datos mostró que la temporada reproductora de la especie se extiende desde finales de marzo hasta principios de julio. La alondra ricotí construye los nidos en el suelo, cubiertos generalmente por un matorral, aunque



Figura 6. Localización de la videocámara. La hembra se encuentra incubando en el nido, construido en el suelo y orientado al norte a la sombra de un matorral bajo. Foto: Cristian Pérez-Granados.
Video-camera location. The female Dupont's Lark is incubating on the nest, built on the ground facing north in the shadow of a small shrub. Picture: Cristian Pérez-Granados.

en ocasiones (<15%) usan matas herbáceas (Figura 6). El tamaño de puesta promedio fue de 3,47 huevos (SD = 0,56; rango = 3–5; $n = 31$). La información sobre la incubación sigue siendo muy limitada, pues su duración de 12 días pudo ser comprobada en un único nido. La participación únicamente de la hembra en la incubación de los huevos se pudo comprobar según los videos registrados en seis nidos en el que ambos progenitores estaban anillados con colores. En la mayoría de los nidos (81%) se produjeron eclosiones, y en estos el promedio fue de 3,24 pollos (SD = 0,88; rango = 3–5; $n = 25$), mientras que el número de pollos que volaron por nido exitoso fue de 3,0 (SD = 1,15; rango = 3–5, $n = 16$), tras permanecer en el nido durante 8,2 días en promedio (SD = 0,6; rango = 8-10, $n = 10$) (Pérez-Granados *et al.* 2017b). La depredación fue la principal causa de pérdida de los nidos (83,3% de los nidos fallidos).

Aunque el porcentaje de nidos depredados fue algo mayor en nidos con pollos (siete de 26 nidos, 26,9%) que durante la incubación (cinco de 27 nidos, 18,5%), los nidos mostraron una probabilidad de supervivencia diaria similar en ambos periodos (incubación: $0,975 \pm 0,011$; crianza de los pollos: $0,952 \pm 0,702$), con una tasa de éxito promedio del 40% en la población periférica de Ademuz y del 60% en la población de Layna, que no llegan a ser significativamente diferentes.

Pese a que hemos ampliado los datos básicos sobre la biología reproductiva de la especie, en general, todos los parámetros estimados (periodo reproductor, duración de la incubación y de crianza, tamaño de puesta, etc.), así como la localización y características de los nidos están acorde con los valores publicados anteriormente (Cañadas *et al.* 1988, Herranz *et al.* 1994). La principal diferencia entre nuestro estudio y los anteriores radica en el éxito reproductor. Los

trabajos previos estimaron un éxito reproductor entre el 16–25% (Cañadas *et al.* 1988, Herranz *et al.* 1994), mientras que nosotros, usando la misma metodología, estimamos un éxito reproductor medio muy superior, en torno al 50% (Pérez-Granados *et al.* 2017b). Este éxito reproductor es muy próximo al publicado por Suárez (2010), quien calculó una tasa de éxito reproductor medio del 54%. Desgraciadamente, ese trabajo solo aportó datos sobre la puesta media y el éxito reproductor de la especie utilizando datos propios inéditos, sin dar detalle sobre el resto de parámetros reproductores. El éxito reproductor estimado por nosotros es, en general, superior a los valores conocidos tanto para el resto de alondras ibéricas (ver revisión en Suárez *et al.* 2009), como para la mayoría de especies ibéricas nidificantes en suelo, como bisbitas, collalbas y escribanos (p.ej., Suárez & Manrique 1992, Ponz *et al.* 1996, Calero-Riestra *et al.* 2013).

La alondra ricotí posee un largo periodo reproductor, que en el área de estudio se extiende entre principios de marzo y principios de julio, pero otros autores han encontrado nidos activos desde mediados de febrero hasta mediados de julio (Aragües 1999, Herranz *et al.* 1994). En este estudio hemos detectado que la especie es capaz de sacar adelante hasta tres puestas exitosas durante la misma temporada reproductora. Esta capacidad de realizar múltiples puestas junto al elevado éxito reproductor estimado en ambas localidades sugiere que, al menos, en una parte de su área de distribución, el fracaso en la reproducción no debe ser el causante del declive que sufre la especie (Tella *et al.* 2005, Gómez-Catasús *et al.* 2018a). Nuestros resultados apoyan que el proceso de rarefacción detectado a nivel general debe atribuirse a otras causas, como podría ser la disminución y fragmentación del hábitat disponible o un deterioro de la calidad del mismo (Pérez-Granados *et al.* 2017b). No obstante, se requieren estudios futuros que estimen el éxito reproductor en otras áreas geográficas y la supervivencia media juvenil y adulta para evaluar adecuadamente la viabilidad de las poblaciones.

El uso de videocámaras en 12 de los nidos (Figura 6) encontrados en Valencia permitió descubrir aspectos desconocidos hasta la fecha del comportamiento de la especie en nido e identificar a algunos de sus depredadores. En concreto, pudimos identificar como depredado-

res de nido al gato doméstico *Felis catus*, al zorro y al lagarto ocelado *Timon lepidus*. Además, hemos podido describir una nueva causa de fracaso reproductor, como es la agresión intraespecífica en nido (Pérez-Granados & López-Iborra 2015b). El video registró el ataque a una hembra que incubaba por parte de un individuo que no era su pareja, aunque no fue posible identificar el sexo del atacante. Tras la agresión, la hembra del nido (identificada por sus anillas de colores) volvió a visitarlo en varias ocasiones, pero nunca incubó hasta que finalmente abandonó la puesta. Este tipo de agresiones sólo se puede detectar a través del uso de videocámaras, una metodología escasamente aplicada hasta la actualidad en aláudidos (no obstante ver Praus & Weidinger 2010, 2015), por lo que desconocemos si se dan de manera ocasional o si, por el contrario, son una causa frecuente de abandono de nidos. Sin embargo, la elevada densidad que alcanza la alondra ricotí en las poblaciones de reducido tamaño (Vögeli *et al.* 2010, Pérez-Granados & López-Iborra 2013) podría provocar un mayor número de comportamientos agonísticos que lleguen incluso a afectar significativamente al éxito reproductor de la especie. La pérdida y fragmentación del hábitat (Laiolo & Tella 2005, 2006, Pérez-Granados *et al.* 2016b, Gómez-Catasús *et al.* 2018b) es posible que esté llevando a la especie a vivir en densidades anormalmente elevadas (Vögeli *et al.* 2010, Pérez-Granados & López-Iborra 2013) en las parcelas remanentes, donde los efectos negativos de los procesos denso-dependientes podrían verse exacerbados, lo que a su vez dificultaría aún más la viabilidad de dichas poblaciones.

Estrategia de conservación

El gran declive poblacional descrito para la alondra ricotí (Tella *et al.* 2005, Suárez 2010, Pérez-Granados & López-Iborra 2013, 2014, Gómez-Catasús *et al.* 2018a) muestra la necesidad urgente de elaborar una estrategia de conservación a nivel nacional que incluya medidas activas que reviertan la tendencia actual para proteger las poblaciones y asegurar su viabilidad a largo plazo. Dicho plan debería desarrollarse de manera interactiva y conjunta entre científicos expertos de la especie y los responsables en materia de medio ambiente de las diferentes

Comunidades Autónomas donde habita, al ser los órganos administrativos encargados de proteger y gestionar las especies amenazadas a nivel nacional. A falta de estudios que evalúen la eficacia de las diversas acciones de conservación se deberían considerar aquellas medidas con mayor consenso científico, como son proteger bajo alguna figura de protección las zonas donde habita la especie, evitar nuevos impactos en dichas áreas y realizar manejo del hábitat (mayor presencia ganadera, creación de corredores, etc., Pérez-Granados 2016). En cualquier caso, es esencial realizar un seguimiento y evaluar la efectividad de las acciones de conservación.

Los resultados expuestos aquí deberían tenerse en cuenta en los futuros planes de conservación de la especie. Es necesario que la estrategia de conservación incluya un programa de seguimiento basado en métodos de censo efectivos y que estimen de manera fiable el tamaño de las poblaciones estudiadas. Proponemos que este seguimiento se lleve a cabo a través del método del mapeo siempre que sea posible realizar, al menos, cuatro visitas, o a través del transecto lineal con ancho de banda de 500 m (Pérez-Granados & López-Iborra 2017). Uniformizar la metodología permitirá realizar comparaciones entre zonas y en el tiempo, un análisis imprescindible para evaluar tendencias poblacionales y diferencias de densidad entre áreas.

El estudio de la biología reproductiva de la especie apunta a que, con las estimas de éxito reproductor disponibles actualmente, la especie podría mantenerse estable si la supervivencia de los jóvenes estuviera acorde con las tasas de supervivencia publicadas en otras especies similares. Esto significa que la regresión detectada en la mayoría de las poblaciones debe atribuirse a otras amenazas como una disminución y deterioro del hábitat disponible. Esta regresión de los hábitats podría dificultar el asentamiento de aves juveniles, y con ello comprometer su supervivencia y reclutamiento. Por ello, la gestión directa del hábitat parece una de las medidas más necesarias para aumentar la disponibilidad de hábitats de calidad para la especie, además de ser una de las medidas de conservación más comúnmente propuestas por los científicos (Pérez-Granados 2016).

Las conclusiones de nuestro estudio de selección de hábitat dan unas pistas de por dónde debiera enfocarse su gestión. La futura estrategia de

conservación de esta especie debería garantizar la conservación de todos los parches ocupados, independientemente de su tamaño, dado que es conocida su capacidad para ocupar parches de muy reducido tamaño (1–15 ha; Nogués-Bravo & Aguirre 2006, Vögeli *et al.* 2010, Pelayo & Sampietro 2016). Además, deberían protegerse, en la medida de lo posible, una serie de manchas de hábitat potencial que pudieran actuar como corredores naturales entre las poblaciones remanentes y permitir que se den eventos de recolonización, incluso tras varios años de ausencia como ha sucedido recientemente en Cataluña (Bota *et al.* 2016). Ante la imposibilidad de que se protejan la totalidad de los parches con hábitat potencial, debería analizarse la funcionalidad como corredor ecológico de los mismos y centrar los esfuerzos de protección en aquellas manchas que faciliten en mayor medida la comunicación de las poblaciones actuales (Fernández 2016).

Vögeli *et al.* (2010) estimaron en 200 ha la extensión mínima deseable para las manchas de hábitat que acogen poblaciones de alondra ricotí. La elección de este umbral se debe a que, como se ha dicho anteriormente, en parches por debajo de 200 ha la densidad de la especie tiende a aumentar, lo que generaría efectos denso-dependientes negativos (Vögeli *et al.* 2010, Pérez-Granados & López-Iborra 2013). La elevada densidad de la especie en las poblaciones de reducido tamaño podría contribuir, entre otros factores, a que se den un mayor número de agresiones intraespecíficas que reduzcan el éxito reproductor de la especie (Pérez-Granados & López-Iborra 2015b) y a dificultar el asentamiento de las aves juveniles. Por ello, parece lógico considerar 200 ha como un objetivo a alcanzar para el tamaño de los parches ocupados, aunque en algunas poblaciones fragmentadas el tamaño más frecuente de parche es inferior. El aumento de la extensión de los parches debería abordarse a través de acciones de manejo del hábitat, las cuáles deberían traducirse en una mejora de la calidad y, por tanto, de la disponibilidad para albergar ejemplares de la especie. Dada la limitada capacidad de dispersión de la alondra ricotí, estas medidas tendrían mayor probabilidad de éxito si se realizan en áreas próximas a las ya ocupadas, lo que podría facilitar la llegada de nuevos individuos. Esto implicaría, en muchos casos, el manejo de zonas de vegetación natural adyacentes, pero en otros casos podría suponer

la conversión de hábitats no apropiados, como podrían ser los cultivos, en hábitats que cumplan con los requisitos de la especie.

La gestión directa del hábitat debe realizarse en zonas llanas, y debería ir encaminada a crear hábitats abiertos, con gran porcentaje de suelo desnudo y de matorrales de bajo porte y con el menor número de árboles posible. Por ello, la retirada de árboles y favorecer la presencia de matorrales bajos parecen ser las medidas más efectivas para aumentar la disponibilidad de hábitat. Dicha gestión no debiera incluir el uso del fuego como medida de manejo del hábitat en parches ocupados por la especie, dado su grave efecto a corto plazo. En dichos lugares, reducir el número de árboles y favorecer la presencia de matorrales de baja altura, como el tomillo *Thymus* spp., podría dar lugar a una mejora del hábitat disponible con un menor riesgo. El estrato arbustivo de bajo porte podría favorecerse a través de un programa específico que impulse la ganadería extensiva de ovino o a través de la retirada selectiva de los arbustos de mayor tamaño, como las aliagas *Genista scorpius* o el romero. Ambas acciones serían complementarias, de manera que en un primer momento se podría realizar una retirada selectiva de arbustos de mayor desarrollo y limitar posteriormente su regeneración a través del pastoreo.

Sea cual sea la medida de gestión aplicada debiera ser obligatorio un programa de seguimiento para evaluar su eficacia, con el fin de comprender la respuesta de la ricotí ante diferentes medidas de gestión. Esta gestión del hábitat también podría considerarse como válida a la hora de crear corredores que faciliten la conexión de las poblaciones existentes. En este caso, sería interesante evaluar la eficacia de los fuegos controlados en la creación de corredores y como posible mejora de hábitat potencial, en zonas cercanas a las ocupadas, pero donde la alondra ricotí no esté presente. Por tanto, su aplicación requiere estudios previos específicos que aseguren la ausencia de la especie, y evalúen la presencia de otras especies amenazadas a las que el fuego podría afectar.

Gran parte de los estudios realizados tanto en Valencia como en Layna han tenido implicación directa en la conservación de la alondra ricotí e incluso han dado lugar a que se desarrollen medidas de gestión de hábitat específicas, como la retirada de árboles o la reducción de la co-

bertura de romero y genista, en determinadas poblaciones de Valencia (Pérez-Granados *et al.* 2016a). No obstante, aún se desconocen numerosos datos sobre la biología de la especie y es casi total el desconocimiento que tenemos de la efectividad de las medidas de conservación desarrolladas. Por ejemplo, sería conveniente conocer si existe cierto grado de poliginia en la especie, el sex ratio en diversas poblaciones, la dispersión juvenil, la tasa de supervivencia juvenil y adulta, avanzar en la identificación de los depredadores de sus nidos, etc. Todos ellos son parámetros esenciales a la hora de evaluar adecuadamente la viabilidad de las poblaciones y proponer medidas de conservación que aseguren su persistencia a largo plazo.

Agradecimientos

Queremos dar las gracias en primer lugar a todos los compañeros que han colaborado como autores en los diferentes artículos que componen este trabajo (Vicente Garza, Eva Serrano-Davies, Javier Seoane, Jorge H. Justrubó, Juan Traba, Tomasz S. Osiejuk y Víctor Noguerales) y a todas aquellas personas que han colaborado durante alguna de las jornadas de campo, especialmente a Nieves Herrero-García, Beatriz Vigalondo y Juancho Calleja, así como a Alberto Lucas y Pedro Sáez que se han encargado del seguimiento de la especie durante 2017 y 2018. También queremos agradecer a Óscar Gordo, como editor de esta revista, la invitación para publicar esta revisión y difundir este trabajo, así como los comentarios aportados por él mismo y por un revisor anónimo, que mejoraron ostensiblemente la primera versión. Así mismo, no queremos dejar de dar las gracias a todos aquellos compañeros que han sufrido nuestras preguntas y han ayudado a que mejore la calidad del presente estudio, especialmente a Jesús Herranz, Rafael Barrientos y María Asunción Menargues. También queremos agradecer su colaboración a Paola Laiolo, Txuso y a María Calero-Riestra. Estamos agradecidos a Carlos Ponce, al Centro de Migración de Aves y a la Generalitat Valenciana, especialmente a Juan Jiménez, jefe del Servicio de Vida Silvestre de la Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural, la concesión del apoyo, avales y de los permisos necesarios para realizar la captura de ejemplares y colocar las videocámaras de vigilancia de los nidos. Los estudios descritos en este artículo han sido financiados por Levantina y Asociados de Minerales S.A. a través de varios contratos con la Universidad de Alicante. Este trabajo se lo dedicamos a Quico Suárez, quien tristemente falleció pocos meses antes del inicio nuestros estudios.

Resum

Biologia i conservació de l'alosa becuda *Chersophilus duponti*

Lalosa becuda és una de les aus estepàries més icòniques d'Espanya, on es concentra la totalitat de la població europea. En aquest treball revisem els darrers avenços en el coneixement de la seva biologia i ecologia durant l'última dècada, amb especial atenció als treballs desenvolupats a les poblacions perifèriques del Racó d'Ademús (València). L'espècie ha patit un greu declivi al llarg del seu rang de distribució a Espanya, amb un declivi mitjà anual entre el 5 i 10%. El mètode de cens és un factor clau per obtenir estimes fiables de les poblacions estudiades. El mètode del transecte finlandès i les estacions d'escolta no s'han d'emprar en aquesta espècie. El mètode del mapeig, basat almenys en quatre visites, o el transecte lineal (amb ample de banda de 500 m) són els mètodes més fiables per censar-la, la qual cosa s'ha de fer entre els mesos d'abril i juny. Un estudi de selecció d'hàbitat realitzat a tres escales va mostrar que els individus trien àrees planes sense arbres i amb una elevada cobertura de matolls de port baix (< 40 cm) a escales locals. A una major escala, la mida del fragment sembla ser l'únic factor que influeix en la probabilitat d'ocupació. Els models d'hàbitat creats es van transferir de manera satisfactòria entre poblacions i anys, cosa que indica que les mesures de conservació proposades per a la població del Racó d'Ademús podrien extrapolarse a d'altres regions. El foc va tenir un efecte devastador en la distribució de l'alosa becuda. Vam detectar la pràctica desaparició de l'espècie en una zona incendiada en l'erm de Layna (Sòria) durant els dos primers anys després de l'incendi. El foc va cremar la cobertura de matolls de gran part d'aquest erm, un dels més importants per a l'espècie a Espanya. No obstant això, set anys després de l'incendi l'estructura de l'hàbitat i l'abundància de l'alosa becuda a l'àrea incendiada gairebé s'havien recuperat i van ser similars a les obtingudes a l'àrea control. Aquest estudi suggereix que el foc no s'hauria d'emprar com una mesura de maneig d'hàbitat per reduir la cobertura de matoll en àrees on habita l'espècie. Tanmateix, el foc controlat podria integrar-se dintre de les mesures de maneig d'hàbitat per reduir la cobertura de matoll a zones planes i no ocupades per l'espècie, per tal de promoure la dispersió de poblacions properes. El cant de l'alosa becuda al Racó d'Ademús va estar fortament influït per la fragmentació de l'hàbitat, ja que trobem repertoris de cant reduïts, dialectes en cadascuna de les poblacions estudiades i que el nombre de cants compartits entre mascles decreixia amb la distància. Aquests resultats suggereixen que no hi ha intercanvi d'aus adultes entre les poblacions d'estudi i que l'espècie podria estar patint un greu procés d'erosió cultural, a causa

de l'elevada fragmentació de les seves poblacions. Durant els nostres estudis al Racó d'Ademús i Layna, també vam recopilar informació sobre la biologia i comportament reproductor de l'espècie a través del monitoratge de nius, incloent-hi l'ús de càmeres de vídeo. La fenologia (des de finals de març fins a principis de juliol) i paràmetres reproductius (postes de 3–5 ous, 12 dies d'incubació, 8 dies d'estada a niu i fins a tres postes per any) van ser similars a aquells prèviament trobats en d'altres poblacions espanyoles. Malgrat això, nosaltres vam trobar un major èxit reproductor (40–60%), cosa que suggereix que l'èxit reproductor no és al darrere del declivi detectat en l'espècie. En aquest treball presentem algunes recomanacions per a la gestió de l'hàbitat i conservació de l'espècie que puguin ser útils als gestors i òrgans competents per a conservar l'espècie.

Resumen

Biología y conservación de la alondra ricotí *Chersophilus duponti*

La alondra ricotí es una de las aves esteparias más icónicas de España, donde se concentra la totalidad de la población europea. En este trabajo revisamos los últimos avances en el conocimiento de la biología y ecología de esta especie durante la última década, con especial atención a los trabajos desarrollados en las poblaciones periféricas del Rincón de Ademuz (Valencia). La especie ha sufrido un grave declive a lo largo de su rango de distribución en España, con un declive medio anual entre el 5 y 10%. El método de censo es un factor clave para obtener estimas fiables de las poblaciones estudiadas. El método del transecto finlandés y las estaciones de escucha no deben emplearse en esta especie. El método el mapeo, basado al menos en cuatro visitas, o el transecto lineal (con ancho de banda de 500 m) son los métodos más fiables para censarla, lo cual debe hacerse entre los meses de abril y junio. Un estudio de selección de hábitat realizado a tres escalas mostró que los individuos eligen áreas llanas sin árboles y con una elevada cobertura de matorrales de bajo porte (< 40 cm) a escalas locales. A una mayor escala, el tamaño del parche parece ser el único factor que influye en la probabilidad de ocupación. Los modelos de hábitat creados se transfirieron de manera satisfactoria entre poblaciones y años, lo que indica que las medidas de conservación propuestas para la población del Rincón de Ademuz podrían extrapolarse a otras regiones. El fuego tuvo un efecto devastador en la distribución de la alondra ricotí. Detectamos la práctica desaparición de la especie en una zona incendiada en el páramo de Layna (Soria) durante los dos primeros años tras el incendio. El fuego calcinó la cobertura matorral de gran parte de este páramo, uno de los más importantes

para la especie en España. Sin embargo, siete años tras el incendio la estructura del hábitat y la abundancia de la alondra ricotí en el área incendiada casi se habían recuperado y fueron similares a las obtenidas en el área control. Este estudio sugiere que el fuego no debería usarse como una medida de manejo de hábitat para reducir la cobertura de matorral en áreas donde habita la especie. No obstante, el fuego controlado podría integrarse dentro de las medidas de manejo de hábitat para reducir la cobertura de matorral en zonas llanas y no ocupadas por la especie, con el fin de promover la dispersión de poblaciones cercanas. El canto de la alondra ricotí en el Rincón de Ademuz estuvo fuertemente influido por la fragmentación del hábitat, ya que encontramos repertorios de canto reducidos, dialectos en cada una de las poblaciones estudiadas y que el número de cantos compartidos entre machos decrecía con la distancia. Estos resultados sugieren que no hay intercambio de aves adultas entre las poblaciones de estudio y que la especie podría estar sufriendo un grave proceso de erosión cultural, debido a la elevada fragmentación de sus poblaciones. Durante nuestros estudios en el Rincón de Ademuz y Layna, también recopilamos información sobre la biología y comportamiento reproductor de la especie a través del monitoreo de nidos, incluyendo el uso de videocámaras. La fenología (desde finales de marzo hasta principios de julio) y parámetros reproductivos (puestas de 3–5 huevos, 12 días de incubación, 8 días de estancia en nido y hasta tres puestas por año) fueron similares a aquellos previamente reportados para otras poblaciones españolas. Sin embargo, nosotros encontramos un mayor éxito reproductor (40–60%), lo que sugiere que el éxito reproductor no está detrás del declive detectado en la especie. En este trabajo presentamos unas recomendaciones para la gestión del hábitat y conservación de la especie, que puedan ser útiles a los gestores y órganos competentes para conservar esta alondra.

Bibliografía

- Alcocer, T., Dies, B., Llorens, V., Marin, P., Piera, M. & Ruiz, P.** 2011. Noticiario Ornitológico: Alondra ricotí. *Ardeola* 58: 213.
- Alonso, J.C., Palacín, C. & Martín, C.A.** 2003. Status and recent trends of the great bustard (*Otis tarda*) population in the Iberian peninsula. *Biol. Conserv.* 110: 185–195.
- Aragües, A.** 1999. La alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en los Monegros. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 24: 196–198.
- Arroyo, G.M., Mateos-Rodríguez, M., Muñoz, A.R., De la Cruz, A., Cuenca, D. & Onrubia, A.** 2014. New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*, based on coastal migration counts. *Bird Conserv. Int.* 26: 87–99.
- Atienza, J.C. & Tella, J.L.** 2003. Cernícalo Primilla. *Falco naumanni*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Pp. 196–197. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Sociedad Española de Ornitología.
- Atienza, J.C., Fierro, I.M., Infante, O., Valls, J. & Domínguez, J.** 2011. *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)*. Madrid: SEO/BirdLife.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S.** 2000. *Bird Census Techniques*. London: Academic Press.
- Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S. & Camprodon, J.** 2005. *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Barcelona: Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- Bota, G., Giralt, D. & Guixé, D.** 2016. *La alondra ricotí en Cataluña: evolución histórica de una población en el límite del área de distribución*. II Workshop. Grupo de Expertos en la Alondra ricotí. 26 de febrero, Madrid. Comunicación oral.
- Brotos, L., Herrando, S. & Pons, P.** 2008. Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Mediterranean landscapes. *J. Appl. Ecol.* 45: 1059–1066.
- Burfield, I.** 2005. The conservation status of steppe birds in Europe. In Bota, G., Morales, M.B. & Mañosa, S. (eds): *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Pp. 119–139. Barcelona: Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- Càdec.** 2007. *Censo de la población de alondra ricotí (Chersophilus duponti) en la Comarca del Rincón de Ademuz*. Càdec, Taller de Gestió ambiental, S.L. Informe Inédito.
- Calero-Riestra, M., García, J.T., Herranz, J. & Suárez, F.** 2013. Breeding output and nest predation patterns in steppe-associated Mediterranean birds: the case of the Tawny Pipit *Anthus campestris*. *J. Ornithol.* 154: 289–298.
- Cañadas, S., Castro, H., Manrique, J. & Miralles, J.M.** 1988. Datos sobre la reproducción de la alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en Almería. *Ardeola* 35: 158–162.
- Carmiña, A. & López, C.** 2012. La asignatura pendiente del impacto en la fauna de la energía eólica. *Quercus* 311: 28–35.
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J. & Gorley, R.N.** 2008. Testing null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota environmental linkage. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 366: 56–69.
- Clavero, M., Brotos, L. & Herrando, S.** 2011. Bird community specialization, bird conservation and disturbance: the role of wildfires. *J. Anim. Ecol.* 80: 128–136.
- Cramp, S.** 1988. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol V. Oxford: Oxford University Press.
- De Juana, E. & Suárez, F.** 2004. Dupont's lark *Chersophilus duponti*. In del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie, D. (eds): *Handbook of the Birds of the World*, Vol. 9. Pp. 496–497. Barcelona: Lynx Edicions.
- Delgado, A. & Moreira, F.** 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agr. Ecosyst. Environ.* 78: 65–76.
- Donald, P.F.** 2004. *The Skylark*. London: Poyser.
- Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F.** 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 268: 25–29.

- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., Bierman, S.M., Gregory, R.D. & Waliczky, Z.** 2007. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science* 317: 810–813.
- Fernández, C.** 2016. *Conectividad ecológica funcional de la población de alondra ricotí en Andalucía*. II Workshop. Grupo de Expertos en la Alondra ricotí. 26 de febrero, Madrid. Comunicación oral.
- Garamszegi, L.Z., Pavlova, D.Z., Eens, M. & Møller, A.P.** 2006. The evolution of song in female birds in Europe. *Behav. Ecol.* 18: 86–96.
- García, J.T.** 2012. Alondra ricotí. *Chersophilus dupontii*. In SEO/BirdLife: *Atlas de las aves en invierno en España 2007–2010*. Pp. 364–365. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO BirdLife.
- García, J.T., Suárez, F., Garza, V., Calero-Riestra, M., Hernández, J. & Pérez-Tris, J.** 2008. Genetic and phenotypic variation among geographically isolated populations of the globally threatened Dupont's lark *Chersophilus dupontii*. *Mol. Phylogenetic. Evol.* 46: 237–251.
- García de la Morena, E.L., Bota, G., Ponjoan, A. & Morales, M.B.** 2006. *El sisón común en España. I Censo Nacional (2005)*. Madrid: SEO/BirdLife.
- Garza, V. & Suárez, F.** 1988. *La alondra de Dupont (Chersophilus dupontii) en España: distribución y problemas de conservación*. Madrid: Sociedad Española de Ornitología.
- Garza, V. & Suárez, F.** 1990. Distribución, población y selección de hábitat de la alondra de Dupont (*Chersophilus dupontii*) en la Península Ibérica. *Ardeola* 37: 3–12.
- Garza, V., Gómez-Catasús, J., Barrero, A. & Traba, J.** 2016. *Estado de las poblaciones*. II Workshop. Grupo de Expertos en la Alondra ricotí. 26 de febrero, Madrid. Comunicación oral.
- Garza, V., Suárez, F., Herranz, J., Traba, J., García de la Morena, E.L., Morales, M.B., González, R. & Castañeda, M.** 2005. Space use and habitat selection of the endangered Dupont's Lark (*Chersophilus dupontii*) in Spain: the breeding and postbreeding periods. *Ardeola* 52: 133–146.
- Garza, V., Suárez, F. & Tella, J.L.** 2004. Alondra de Dupont, *Chersophilus dupontii*. In Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C. (eds): *Libro Rojo de las Aves de España*. Pp. 309–312. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife.
- Garza, V., Traba, J. & Suárez, F.** 2003. Is the European population of Dupont's lark *Chersophilus dupontii* adequately estimated? *Bird Study* 50: 309–311.
- Gómez-Catasús, J., Barrero, A., Garza, V. & Traba, J.** 2016. Alondra ricotí – *Chersophilus dupontii*. In Salvador, A. & Morales, M.B. (eds): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales.
- Gómez-Catasús, J., Pérez-Granados, C., Barrero, A., Bota, G., Giralt, D., López-Iborra, G.M., Serrano, D. & Traba, J.** 2018a. European population trends and current conservation status of an endangered steppe-bird species: the Dupont's lark *Chersophilus dupontii*. *PeerJ* 6: e5627.
- Gómez-Catasús, J., Garza, V. & Traba, J.** 2018b. Wind farms affect the occurrence, abundance and population trends of small passerine birds: The case of the Dupont's lark. *J. Appl. Ecol.* 55: 2033–2042.
- Hanski, I.** 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87: 209–219.
- Herranz, J., Manrique, J., Yanes, M. & Suárez, F.** 1994. The breeding biology of Dupont's lark, *Chersophilus dupontii*, in Europe. *Avocetta* 18: 141–146.
- Herranz, J., Yanes, M. & Suárez, F.** 1993. Primeros datos sobre la dieta de pollo de alondra de Dupont, *Chersophilus dupontii*, en la península Ibérica. *Ardeola* 40: 77–79.
- Järvinen, O. & Väisänen, R.A.** 1975. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos* 26: 316–322.
- Lachlan, R.F. & Slater, P.J.** 2003. Song learning by chaffinches: how accurate and from where? *Anim. Behav.* 65: 957–969.
- Laiolo, P. & Tella, J.L.** 2005. Habitat fragmentation affects culture transmission: patterns of song matching in Dupont's lark. *J. Appl. Ecol.* 42: 1183–1193.
- Laiolo, P. & Tella, J.L.** 2006. Landscape bioacoustics allows detection of the effects of habitat patchiness on population structure. *Ecology* 87: 1203–1214.
- 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. *J. Avian Biol.* 38: 672–681.
- Laiolo, P., Vögeli, M., Serrano, D. & Tella, J.L.** 2008. Song diversity predicts the viability of fragmented bird populations. *PLoS ONE* 3: e1822.
- Martín-Vivaldi, M., Marín, J.M., Archilla, F., López, E. & de Manuel, L.C.** 1999. Caracterización de una nueva población reproductora de Alondra de Dupont (*Chersophilus dupontii*) (Passeriformes, Alaudidae) en el Sureste Ibérico. *Zoología Baetica* 10: 185–192.
- Menz, M.H., Brotons, L. & Arlettaz, R.** 2009. Habitat selection by Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* in post-fire succession in Catalonia: implications for the conservation of farmland populations. *Ibis* 151: 752–761.
- Méndez, M., Tella, J.L. & Godoy, J.A.** 2011. Restricted gene flow and genetic drift in recently fragmented populations of an endangered steppe bird. *Biol. Conserv.* 144: 2615–2622.
- Morales, M.B. & Traba, J.** 2016. Prioritising research in steppe bird conservation: A literature survey. *Ardeola* 63: 137–150.
- Moreira, F., Rego F.C. & Ferreira P.G.** 2001. Landscape changes and breeding bird assemblages in northwestern Portugal: the role of fire. *Landscape Ecol.* 16: 175–187.
- Nogués-Bravo, D. & Aguirre, A.** 2006. Patrón y modelos de distribución espacial de la alondra ricotí *Chersophilus dupontii* durante el periodo reproductor en el LIC de Ablitas (Navarra). *Ardeola* 53: 55–68.
- Odom, K.J. & Benedict, L.** 2018. A call to document female bird songs: applications for diverse fields. *Auk* 135: 314–325.
- Palacín, C. & Alonso, J.C.** 2008. An updated estimate of the world status and population trends of the Great Bustard *Otis tarda*. *Ardeola* 55: 13–25.
- Palma, C.** 2018. La colaboración a nivel local favo-

- rece el último reducto burgalés de alondra ricotí. *Quercus* 384: 44.
- Parker, K.A., Anderson, M.J., Jenkins, P.F. & Brunton, D.H.** 2012. The effects of translocation-induced isolation and fragmentation on the cultural evolution of bird song. *Ecol. Lett.* 15: 778-785.
- Pelayo, E. & Sampietro, J.** 2016. *Nuevos datos de seguimiento de alondra ricotí en el valle medio del Ebro: La Lomaza de Belchite (Zaragoza) y las estepas de Ballobar (Huesca)*. II Workshop. Grupo de Expertos en la Alondra ricotí. 26 de febrero, Madrid. Comunicación oral.
- Pérez-Granados, C.** 2016. *Estudios aplicados a la conservación de la alondra ricotí (Chersophilus duponti) en España central*. Tesis doctoral. Alicante: Universidad de Alicante.
- Pérez-Granados, C. & López-Iborra, G.M.** 2013. Census of breeding birds and population trends of the Dupont's lark *Chersophilus duponti* in eastern Spain. *Ardeola* 60: 143-150.
- Pérez-Granados, C. & López-Iborra, G.M.** 2014. ¿Por qué la alondra ricotí debe catalogarse como "En peligro de extinción"? *Quercus* 337: 18-25.
- Pérez-Granados, C. & López-Iborra, G.M.** 2015a. Baja dispersión adulta y baja tasa de recaptura juvenil de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) en el Rincón de Ademuz (Valencia). XX Congreso de Anilladores. 10 de octubre, Ceuta. Comunicación oral.
- Pérez-Granados, C. & López-Iborra, G.M.** 2015b. Nest failure owing to intraspecific agonistic behaviour in Dupont's Lark *Chersophilus duponti*. *Ornithol. Sci.* 14: 117-121.
- Pérez-Granados, C. & López-Iborra, G.M.** 2017. Assessment of counting methods for estimating the endangered Dupont's lark *Chersophilus duponti*. *Ardeola* 64: 75-84.
- Pérez-Granados, C., Noguerales, V. & Serrano-Davies, E.** 2013a. Alondra ricotí ¿Última baza en la provincia de Toledo? *Quercus* 329: 64-65.
- Pérez-Granados, C., López-Iborra, G.M., Serrano-Davies, E., Noguerales, V., Garza, V., Justribó, J.H. & Suárez, F.** 2013b. Short-term effects of a wildfire on the endangered Dupont's Lark *Chersophilus duponti* in an arid shrub-steppe of central Spain. *Acta Ornithol.* 48: 201-210.
- Pérez-Granados, C., López-Iborra, G.M. & Seoane, J.** 2016a. Selección de hábitat de la alondra ricotí en hábitats atípicos: Un análisis multiescalar. II Workshop. Grupo de Expertos en la Alondra ricotí. 26 de febrero, Madrid. Comunicación oral.
- Pérez-Granados, C., Osiejuk, T. & López-Iborra, G.M.** 2016b. Habitat fragmentation effects and variations in repertoire size and degree of song sharing among close Dupont's lark *Chersophilus duponti* populations. *J. Ornithol.* 157: 471-482.
- Pérez-Granados, C., López-Iborra, G.M. & Seoane, J.** 2017a. A multi-scale analysis of habitat selection in peripheral populations of the endangered Dupont's Lark *Chersophilus duponti*. *Bird Conserv. Int.* 27: 398-413.
- Pérez-Granados, C., López-Iborra, G.M., Garza, V. & Traba, J.** 2017b. Breeding biology of the endangered Dupont's Lark *Chersophilus duponti* in two separate Spanish shrub-steppes. *Bird Study* 64: 328-338.
- Pérez-Granados, C., Osiejuk, T.S. & López-Iborra, G.M.** 2018a. Dawn chorus interpretation differs when using songs or calls: the Dupont's Lark *Chersophilus duponti* case. *PeerJ* 6: e5241.
- Pérez-Granados, C., Serrano-Davies, E. & Noguerales, V.** 2018b. Returning home after fire: how fire may help us manage the persistence of scrub-steppe specialist bird populations. *Biodivers. Conserv.* 27: 3087-3102.
- Pons P. & Bas J.M.** 2005. Open-habitat birds in recently burned areas: the role of the fire extent and species habitat breadth. *Ardeola* 52: 119-131.
- Ponz, A., Barba, E. & Gil-Delgado, J.A.** 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study* 43: 38-46.
- Praus, L. & Weidinger, K.** 2010. Predators and nest success of Sky Larks *Alauda arvensis* in large arable fields in the Czech Republic. *Bird Study* 57: 525-530.
- Praus, L. & Weidinger, K.** 2015. Breeding biology of Skylarks *Alauda arvensis* in maize and other crop fields. *Acta Ornithol.* 50: 59-68.
- Prodon, R.** 1987. Fire, bird conservation and land management in the North-Mediterranean area. *Ecologia Mediterranea* 12: 127-133.
- Real, J.** 2000. Los incendios pueden favorecer la recolonización de la collalba negra (*Oenanthe leucura*). *Ardeola* 47: 93-96.
- Rivas, J.M. & Moreno-Rueda, G.** 2006. Censo detallado de la mayor población de Alondra Ricotí *Chersophilus duponti* del sur de España. *Rev. Cat. Ornitologia* 22: 27-29.
- SEO/BirdLife.** 2013. *Resultados del programa Sacre 1996-2013*. Madrid: SEO/BirdLife.
- Seoane, J., Justribó, 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. *Biol. Conserv.* 128: 241-252.
- Suárez, F.** 1980. Introducción al estudio de las ornitocenosis de dos áreas estepáricas peninsulares, la estepa ibérica y la estepa de la depresión central del Valle del Ebro. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 9: 53-62.
- Suárez, F.** (ed) 2010. *La alondra ricotí, Chersophilus duponti*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medios Rural y Marino.
- Suárez, F. & Manrique, J.** 1992. Low Breeding Success in Mediterranean Shrubsteppe Passerines: Thekla Lark *Galerida theklae*, Lesser Short-toed Lark *Calandrella rufescens*, and Black-eared Wheatear *Oenanthe hispanica*. *Ornis Scand.* 23: 24-28.
- Suárez, F., García, J.T., Sampietro, F.J. & Garza, V.** 2006. The non-breeding distribution of Dupont's Lark *Chersophilus duponti* in Spain. *Bird Conserv. Int.* 16: 1-7.
- Suárez, F., Hervás, I. & Herranz, J.** 2009. *Las alondras de España peninsular*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medios Rural y Marino.
- Suárez, F., Naveso, M.A. & de Juana, E.** 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudo-steppes. In Pain, D., Pienkowski, M. (eds): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for birds conservation*. Pp. 297-330. London: Academic Press.
- Tella, J.L., Vögeli, M., Serrano, D. & Carrete, M.**

2005. Status of the threatened Dupont's lark in Spain: overestimation, decline, extinction of local populations. *Oryx* 39: 1-5.

Tellería, J.L., Santos, T., Álvarez, G. & Sáez-Royuela, C. 1988. Avifauna de los campos de cereales del interior de España. In Bernis, F (ed): *Aves de los medios urbano y agrícola*. Pp. 174-319. Madrid: Monografías de la S.E.O. núm. 2.

Tischendorf, L., Grez, A., Zaviero, T. & Fahrig, L. 2005. Mechanisms affecting population density in fragmented habitat. *Ecology and Society* 10: 7.

Traba J., García de la Morena E.L., Morales M.B. & Suárez F. 2006 Determining high value areas for steppe birds in Spain: hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. In Hawksworth, D.L. & Bull A.T. (eds): *Biodiversity and Conservation in Europe. Topics in Biodiversity and Conservation*. Pp 13-33. Dordrecht: Springer.

Valverde, J.A. 1958. Aves estepáricas de la Península Ibérica. *Instituto de Biología Aplicada* 27: 41-48.

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. *Biol. Conserv.* 143: 1057-1067.

Vögeli, M., Laiolo, P., Serrano, D. & Tella, J.L. 2011. Predation of experimental nests is linked to local population dynamics in a fragmented bird population. *Biol. Lett.* 7: 954-957.

Anexo I. Especies de aves esteparias presentes en España. Listado obtenido de Traba *et al.* (2006) y nombre según la *Lista de las aves de España* (edición de 2012). *Species of steppe birds present in Spain. List taken from Traba et al. (2006). Names according to the List of Birds of Spain (2012 edition).*

Nombre científico	Nombre castellano	Nom català	English name
<i>Circus cyaneus</i>	Aguilucho pálido	Arpella pàl·lida	Northern Harrier
<i>Circus pygargus</i>	Aguilucho cenizo	Esparver cendròs	Montagu's Harrier
<i>Falco naumanni</i>	Cernícalo primilla	Xoriguer petit	Lesser Kestrel
<i>Alectoris rufa</i>	Perdiz roja	Perdiu roja	Red-legged Partridge
<i>Coturnix coturnix</i>	Codorniz común	Guatlla	Common Quail
<i>Tetrax tetrax</i>	Sisón común	Sisó	Little Bustard
<i>Otis tarda</i>	Avutarda común	Pioc salvatge	Great Bustard
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Alcaraván común	Torlit	Eurasian Stone-curlew
<i>Cursorius cursor</i>	Corredor sahariano	Corredor	Cream-colored Sourser
<i>Glareola pratincola</i>	Canastera común	Perdiu de mar	Collared Pratincole
<i>Pterocles orientalis</i>	Ganga ortega	Xurra	Black-bellied Sandgrouse
<i>Pterocles alchata</i>	Ganga ibérica	Ganga	Pin-tailed Sandgrouse
<i>Asio flammeus</i>	Búho campestre	Mussol emigrant	Short-eared Owl
<i>Alauda arvensis</i>	Alondra común	Alosa vulgar	Eurasian Skylark
<i>Chersophilus duponti</i>	Alondra ricotí	Alosa becuda	Dupont's Lark
<i>Galerida cristata</i>	Cogujada común	Cogullada vulgar	Crested Lark
<i>Galerida theklae</i>	Cogujada montesina	Cogullada fosca	Thekla Lark
<i>Melanocorypha calandra</i>	Calandria común	Calàndria	Calandra Lark
<i>Calandrella brachydactyla</i>	Terrera común	Terrerola vulgar	Greater Short-toed Lark
<i>Calandrella rufescens</i>	Terrera marismeña	Terrerola rogenca	Lesser Short-toed Lark
<i>Anthus campestris</i>	Bisbita campestre	Trobat	Tawny Pipit
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Collalba gris	Còlit gris	Northern Wheatear
<i>Oenanthe hispanica</i>	Collalba rubia	Còlit ros	Black-eared Wheatear
<i>Cisticola juncidis</i>	Cisticola buitrón	Trist	Zitting Cisticola
<i>Sylvia conspicillata</i>	Curruca tomillera	Tallarol trencamates	Spectacled Warbler
<i>Emberiza calandra</i>	Escribano triguero	Cruixidell	Corn Bunting