

Gómez-Catasús, J., Barrero, A., Garza, V., Traba, J. (2016). Alondra ricotí – *Chersophilus duponti*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Alondra ricotí – *Chersophilus duponti* (Vieillot, 1820)

Julia Gómez-Catasús, Adrián Barrero, Vicente Garza y Juan Traba
Grupo de Investigación de Ecología y Conservación de Ecosistemas Terrestres
Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid

Fecha de publicación: 2-12-2016



© A. Barrero

Nombres comunes

Originalmente alondra de Dupont, sustituido por el vocablo onomatopéyico de “ricotí” que hace referencia a su peculiar canto (Bernis, 1971). Cuenta con un gran número de nombres vernáculos: rocín (Aragón), rodriguí o rodrigo (Campo de Montiel, Ciudad Real), rolí (Hoces del río Riaza, Segovia), aportí (Hoces del río Duratón, Segovia), señor Joaquín o tío Joaquín (Altos de Barahona, Soria), Luis (Blancas, Teruel), charraví (Campillo de Aragón, Zaragoza), entre otros (Aragüés, 1992; Fernández y Fernández-Arroyo, 2003; Suárez, 2010a)

Catalán: Alosa becuda; Gallego: Calandra de Dupont; Vasco: Dupont hegaxabala

Portugués: Portugal-lopirripioa, Inglés: Dupont's lark.

Sistemática

Pertenece a la familia *Alaudidae* (orden *Passeriformes*), que comprende un total de 407 taxones agrupados en 97 especies y 21 géneros (De Juana et al., 2004), aunque un estudio de ADN mitocondrial ha revelado que algunos géneros no son monofiléticos (Alstrom et al., 2013). Las alondras son aves de medios abiertos, con caracteres morfológicos casi exclusivos dentro de los passeriformes, como son el tarso latiplantar y una siringe relativamente simple, con sólo 5 músculos y un *pessulus* rudimentario (Suárez et al., 2009a). Su distribución mundial se circunscribe a Eurasia y África, con tan sólo una especie en Australasia (*Mirafra javanica*) y otra en América (*Eremophila alpestris*) (Alstrom et al., 2013).

Identificación

La alondra ricotí es un pequeño passeriforme de unos 18 cm de longitud y entre 26 y 31 cm de envergadura. Su rasgo morfológico más distintivo es el pico, curvado y largo, que llega a superar los 2 cm de longitud en los machos. Cola corta, alas redondeadas y patas robustas. Se desplaza a peón, raramente volando. Sólo al amanecer son frecuentes los vuelos de canto, permaneciendo el resto del día oculta entre el matorral, mostrando un comportamiento muy esquivo. Fácil identificación a través del canto, muy diferente al del resto de los aláudidos ibéricos (Cramp, 1988).

La alondra ricotí tiene un plumaje críptico, similar al de otras alondras, resultado de la combinación de tonalidades apagadas de blanco y marrón (Suárez et al., 2009a). Dorso predominantemente ocre y marrón, con un discreto moteado de estrías blanquecinas y negruzcas. Banda blanca en la garganta, que se prolonga por los laterales del cuello y enlaza con una lista superciliar bastante bien definida, delimitando una especie de copete de tonos más ocres que el cuello. Al erizar las plumas este copete resulta visible, aunque menos que en la alondra común *Alauda arvensis*. Pecho y flancos con finas listas negruzcas y vientre de color blanquecino. Rectrices externas con presencia de blanco, muy patente en vuelo. Los juveniles muestran un plumaje de tonalidades similares a los adultos, con el patrón de rayas menos marcado y sobre todo con un moteado blanco en el dorso muy característico (Cramp, 1988; Garza y Suárez, 2010a).

Dimorfismo sexual

El dimorfismo sexual se manifiesta en un mayor tamaño de los machos (Vögeli et al., 2007; Suárez et al., 2010a; García-Antón et al., 2016), siguiendo el mismo patrón que el resto de los aláudidos (Suárez et al., 2009a). El mayor tamaño de los machos se ha observado en diferentes rasgos morfológicos. Suárez et al. (2010a) observaron que la longitud del ala y tarso, así como la longitud, anchura y altura del pico son mayores en los machos (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios de longitud (mm) y masa corporal (g) de alondra ricotí de España. Según Garza et al. (2010a).

	Tarso	Cola	Longitud pico	Longitud ala	Masa corporal
Machos	24	63,4	23,7	103	40,2
n	139	91	138	139	137
Hembras	22,6	68	21,4	92,7	36,8
n	8	3	8	8	7

Vögeli et al. (2007) encontraron este mismo patrón en estos parámetros y también la longitud de la cola, tamaño del cráneo, longitud de la uña trasera y longitud de la octava primaria. García-Antón et al. (2016) observaron la misma pauta en el tamaño corporal y la longitud del pico, y describieron diferencias en la morfología del ala, más ancha y redondeada en los machos. La competencia entre machos y la selección sexual ejercida por las hembras podrían haber favorecido la presencia de alas más anchas y redondeadas en los machos, ya que incrementan la capacidad de vuelo y reducen el coste energético durante la exhibición sexual sonora que realiza en vuelo (García-Antón et al., 2016). Por otro lado, la mayor longitud del pico en los machos ha sido atribuida a las diferencias en el comportamiento alimentario (Vögeli et al., 2007; García-Antón et al., 2016), lo cual podría reducir la competencia intersexual por el alimento (Vögeli et al., 2007). Los picos largos incrementan el acceso a las presas y amplía el abanico de tamaños en las presas consumidas (García-Antón et al., 2016), lo que evitaría un solapamiento en el alimento con las hembras de picos comparativamente más cortos.

Vögeli et al. (2007) obtuvieron una función discriminante para el sexado de individuos a partir de rasgos morfológicos. La longitud del ala (> 97 mm en machos; < 97 mm en hembras) fue el rasgo morfológico con mayor poder discriminante en adultos, seguido por el tamaño del cráneo. En juveniles, la función discriminante para el sexado también incluyó el tamaño del cráneo y la longitud del ala.

Variación geográfica

Se distinguen dos subespecies de alondra ricotí, *Chersophilus duponti duponti* y *Chersophilus duponti margaritae* (Koenig, 1888). La subespecie nominal se distribuye por la Península Ibérica, Marruecos, norte de Argelia y noroeste de Túnez; la subespecie *C. d. margaritae*, por el sur de Argelia y Túnez, así como en el norte de Libia y Egipto (ver apartado distribución). Estudios realizados a partir del ADN mitocondrial de poblaciones ibéricas y del Magreb (Marruecos y Túnez) son coherentes con esta diferenciación taxonómica. Las poblaciones ibéricas proceden de las norteafricanas de la subespecie *C. d. duponti*, pero quedaron aisladas de ellas por el mar Mediterráneo hace unos 24.000 años. Los resultados de estos estudios apuntan a que el intercambio genético entre las poblaciones de España, Túnez y Marruecos es nulo, dando como resultado variantes genéticas (haplotipos) únicas para cada zona geográfica. No obstante, sí que existe una variante genética compartida entre Marruecos y Túnez, que podría ser el resultado de un contacto reciente de ambas subespecies en Túnez (García et al., 2008a; García et al., 2010).

Las dos subespecies se distinguen por pequeñas diferencias en el plumaje y la biometría. *C. d. margaritae* es más pálida y presenta un color más rojizo que *C. d. duponti* (García et al., 2010). Además, *C. d. margaritae*, tiene el rayado del pecho más difuso y un patrón general más moteado que la especie nominal (Cramp, 1988). *C. d. margaritae* tiene también el pico más largo y la cola y la uña trasera más corta (Cramp, 1988; García et al., 2008a). En cuanto al tamaño corporal, las poblaciones españolas son las más pequeñas y las tunecinas las más grandes, encontrándose las marroquíes en el centro de este gradiente (Suárez et al., 2010b; García-Antón et al., 2016). Estas diferencias se manifiestan en una menor longitud del tarso, de la cola, del culmen y de la pluma primara F8 de las poblaciones ibéricas respecto a las marroquíes (Suárez et al., 2010c). Un estudio reciente con individuos capturados en España, Marruecos y Túnez, muestra este mismo patrón en la longitud y volumen del pico (España<Marruecos<Túnez), así como un mayor apuntamiento alar en las poblaciones ibéricas (García-Antón et al., 2016). Las diferencias en la morfología alar podrían estar explicadas por la presión de selección sexual en poblaciones con mayor densidad de individuos (marroquíes y

tunecinas), hecho que acrecentaría los eventos de exhibición sexual y favorecería la presencia de alas más redondeadas ya que incrementan la capacidad de vuelo de los individuos (García-Antón et al., 2016). Otra de las hipótesis planteadas se basa en los beneficios energéticos del apuntamiento alar en vuelos largos. De acuerdo con el proceso de expansión descrito para la especie (desde el este hacia el noroeste del área de distribución; García et al. 2008a), las poblaciones ibéricas fueron las últimas en ser colonizadas y para alcanzarlas requerían vuelos de más larga distancia desde el área geográfica de origen, lo que pudo favorecer el apuntamiento alar observado actualmente en estas poblaciones (García-Antón et al., 2016).

También existen diferencias morfológicas entre las poblaciones ibéricas de la parte central del Valle del Ebro, los páramos del Sistema Ibérico, Zamora y la Meseta Sur. Las medidas de la población del valle del Ebro difieren del resto de poblaciones, siendo estas diferencias significativas para la longitud del pico. Estas diferencias morfológicas son difíciles de explicar, aunque tal vez estén relacionadas con el hecho de que las poblaciones del Valle del Ebro son las que han permanecido más tiempo aisladas. En el caso concreto del pico, otro factor que pudiera estar implicado es el tipo de sustrato en las distintas zonas de la distribución, más pedregoso en Zamora y el Sistema Ibérico y con predominio de materiales blandos (yesos, margas y arcillas) en el Valle del Ebro. Este tipo de sustratos podrían favorecer la presencia de un culmen más largo en una especie en la que las larvas hipógeas podrían constituir una parte importante de su dieta (Suárez et al., 2010b). Las variaciones geográficas en el pico han sido también explicadas en función de la densidad poblacional (García-Antón et al., 2016). El volumen del pico es mayor en las poblaciones de menor densidad, lo que podría ser debido a una erosión del comportamiento reproductor conducido por la degradación de la riqueza del canto (un pico más largo limita el repertorio de cantos; Podos, 2001). La misma hipótesis explicaría la mayor longitud del tarso en poblaciones de menor densidad. El descenso de los vuelos territoriales en poblaciones de menor densidad poblacional en beneficio de los hábitos terrestres, favorecería la presencia de tarsos más largos adaptados a la locomoción terrestre.

La morfología alar también varía geográficamente. Los machos del Sistema Ibérico presentan mayor apuntamiento alar que los del Valle del Ebro, lo que podría estar relacionado con posibles movimientos dispersivos entre estas dos poblaciones (Suárez et al., 2010d). En el Valle del Ebro, a una altitud en torno a 300 m s.n.m., las poblaciones podrían ser más sedentarias y realizar movimientos dispersivos de corto alcance. Sin embargo, las poblaciones del Sistema Ibérico viven a una altitud que generalmente supera los 1.000 m s.n.m., en zonas sometidas a inviernos rigurosos, que podrían obligar a una parte importante de los individuos a desplazarse a mayor distancia. La mayor frecuencia de movimientos en las poblaciones del Sistema Ibérico podría favorecer la existencia de alas más puntiagudas, ya que esta morfología alar reduce el coste energético en los vuelos largos, que compensaría la desventaja de menor capacidad de maniobra para escapar de los depredadores (Suárez et al., 2010d). El apuntamiento alar también ha sido relacionado con la conectividad en las poblaciones ibéricas. Poblaciones centrales presentan un mayor apuntamiento alar que las poblaciones periféricas (García-Antón et al., 2016), resultado contradictorio con la hipótesis de que la selección sexual y la competencia intra-sexual será mayor en las áreas núcleo incrementándose los eventos de exhibición sexual y favoreciendo la presencia de alas más redondeadas. Por el contrario, las poblaciones marroquíes sí que se ajustan a esta hipótesis, ya que el apuntamiento alar es mayor en las poblaciones periféricas (García-Antón et al., 2016).

A escala local, se ha evaluado el efecto de características del hábitat en la morfología. En el Valle del Ebro existen diferencias en la longitud de la uña trasera y en el tamaño del cráneo asociado a la tipología de suelo. En sustratos rocosos los individuos presentan una uña más corta, debido a la mayor abrasión que provoca un suelo duro. En sustratos arenosos el tamaño del cráneo es mayor y, por ende, la longitud del pico, lo que podría reflejar adaptaciones del comportamiento alimentario, ya que un pico largo facilitaría la obtención de larvas hipógeas en suelos blandos (Vögeli et al., 2016). Además, en parches pequeños los individuos tienen las alas más largas y, por lo tanto, un mayor tamaño, lo que podría ser beneficioso en un contexto de alta competencia intrasexual y escasez de recursos alimenticios (Vögeli et al., 2016). No obstante, otras explicaciones relacionadas con movimientos dispersivos o eficiencia aerodinámica, podrían estar detrás de esta variación morfológica (Vögeli et al., 2016).

Adicionalmente, existen clinas de variación debidas a factores climáticos. A partir de individuos capturados en España y Marruecos, se observó que en zonas áridas los individuos presentan

una mayor longitud de ala y mayor tamaño de cráneo. Por otro lado, en zonas altas y frías la longitud del ala y del tarso fue mayor (Vögeli et al., 2016). Las zonas de climas fríos y cálidos están sujetas a una alta variabilidad en la disponibilidad de alimento, donde individuos grandes podrían verse favorecidos por la mayor capacidad de almacenamiento de reservas en momentos de escasez. No obstante, otros factores como el aislamiento de poblaciones, la deriva génica, la plasticidad fenotípica o la competencia interespecífica, podrían contribuir a explicar estas variaciones en los rasgos morfológicos (Vögeli et al., 2016). En las poblaciones ibéricas, el volumen del pico es mayor en poblaciones con inviernos más fríos y/o con temperaturas máximas anuales más elevadas. Este patrón de variación sugiere que el pico podría ser una herramienta de termorregulación para la alondra ricotí, incrementando la evaporación del agua a través del jadeo (García-Antón et al., 2016). En las poblaciones marroquíes, los individuos son más grandes en zonas con temperaturas más bajas durante el periodo reproductor y con menor intensidad de precipitaciones (García-Antón et al., 2016), lo que ayudaría a minimizar la pérdida de calor y agua.

Se han desarrollado 20 marcadores microsatélites para *C. duponti* (Méndez et al., 2011a).

Muda

La muda es post-nupcial, comenzando después de la reproducción. Como la fenología reproductiva de las poblaciones de la Península Ibérica es variable en función de la climatología de cada zona, el periodo de muda es bastante dilatado. Las primeras aves en iniciar la muda son las de las poblaciones del Sureste peninsular, habiéndose estimado como fecha de comienzo el 11 de junio. En las regiones del interior aún se observan aves mudando a finales de septiembre (Justribó et al., 2009). En las poblaciones marroquíes, la fecha de inicio de la muda parece más tardía, debido a la rigurosidad del invierno y al retraso en el inicio de la reproducción (Justribó et al., 2009).

Según Justribó et al. (2009) la muda de las primarias en las poblaciones ibéricas y marroquíes sigue el patrón general de muda completa, es decir, en sentido descendente (de dentro hacia fuera) y de forma regular, comenzando por la primaria más interna. La muda de las secundarias es secuencial a la muda de primarias y en sentido ascendente (de fuera hacia dentro). Por último, la muda de las terciarias se realiza antes que la de las seis secundarias más externas. Para las rectoras la muda es secuencial y centrífuga, comenzando cuando se han mudado de tres a cinco primarias y finalizando cuando la primaria larga más externa (P2) está totalmente crecida (Justribó et al., 2010).

Voz

Canto muy característico, al que hace referencia el nombre onomatopéyico “ricotí”. Periodo de canto muy restringido, registrándose la máxima actividad durante 1 hora antes del amanecer, en plena oscuridad, con una cierta reactivación al anochecer. También puede escucharse a lo largo del día e incluso en plena noche, aunque habitualmente suelen ser individuos aislados, sin llegar a alcanzar el coro de cantos continuos del amanecer. Canto repetitivo, melódico y breve, muy distinto al del resto de aláudidos ibéricos, que emite desde el suelo o, especialmente al amanecer, en vuelo. Está compuesto por diversas secuencias (de 3 a 11 por individuo) (Laiolo y Tella, 2005). La última es la más común y corresponde con el reclamo territorial, un corto y modulado silbido de final largo (De Juana y Varela, 2006): ‘tu-tuiii’ o incluso con tres sílabas ‘tu-tu-tuiii’. Svensson et al. (2010), lo describen como unos silbidos iniciales seguidos por una última sílaba de notas agudas, nasales y más largas (‘wu-tlee-tre-weeüüh’). El reclamo de alarma, un raspante ‘tschrr-tschrr’, es emitido en situación de intrusión territorial, principalmente desde el suelo aunque también en vuelo. Se han escuchado otros reclamos también en situaciones de intrusión territorial o presencia humana (cacareos, silbidos más prolongados, alguno parecido al de la alondra común), aunque son más infrecuentes que el de alarma. Los volantones emiten un reclamo característico, un lastimero ‘tuiii’. Muy excepcionalmente algunos machos incorporan imitaciones de otras especies, en concreto cogujada montesina y escribano hortelano (obs.pers.).

También emite una señal de alarma en situaciones de riesgo extremo frente a un depredador (Laiolo et al., 2005).

La proporción de días activos de canto en primavera y las llamadas de advertencia territorial después de la reproducción se correlacionan positivamente con el número de machos en poblaciones locales. Por otro lado, la intensidad de la actividad vocal se asocia con la probabilidad de recibir inmigrantes (Laiolo y Tella, 2008).

El canto es un rasgo cultural adquirido por aprendizaje social una vez que las aves han terminado el periodo de dispersión (Laiolo, 2008; Pérez-Granados et al., 2016). Como los desplazamientos de aves adultas son bastante limitados (ver apartado movimientos), el intercambio de individuos entre poblaciones y, por tanto, de cantos, es escaso. Esto da lugar a una alta variabilidad en el canto, de modo que frecuentemente, incluso poblaciones que se encuentran próximas, cuentan con “dialectos” claramente distintos. Diferentes parámetros del canto han sido empleados como indicadores de la degradación del hábitat, el declive poblacional y/o la viabilidad poblacional en hábitats fragmentados (Laiolo y Tella, 2005; Laiolo y Tella, 2007). Los parches de hábitat pequeños presentan un menor repertorio de cantos, debido al menor número de machos “tutores” y a la menor distancia de dispersión registrada en estas poblaciones (Laiolo y Tella, 2007). Por otro lado, el porcentaje de cantos compartidos es mayor entre poblaciones conectadas entre sí (67%; Laiolo y Tella, 2005) que en poblaciones aisladas (5%, p.e. Pérez-Granados et al., 2016). Además, en poblaciones aisladas, que no reciben flujo de nuevos individuos de otras zonas y, por ende, tampoco nuevas variantes de canto, la mayor parte de los machos cantan de forma similar, compartiendo un alto porcentaje de variantes del canto (ca. 100% en Pérez-Granados et al., 2016). Por el contrario, en poblaciones más conectadas, más permeables a la llegada de nuevas variantes de canto, se produce una mayor diversidad de cantos y una menor similitud entre individuos (16-54% de cantos compartidos; Laiolo y Tella, 2005). Por último, la variabilidad del canto ha sido empleada como indicador de la viabilidad poblacional. Las poblaciones con cantos más simples presentan una mayor probabilidad de extinción que aquellas poblaciones con cantos más complejos y diversos. Además, se ha comprobado que la diversidad del canto es mayor en poblaciones de mayor tamaño y mayor productividad, factores que explican un gran porcentaje de la variabilidad en la viabilidad poblacional (Laiolo et al., 2008).

Dentro de poblaciones se ha observado un patrón disruptivo de selección a nivel individual y un patrón estabilizador a nivel de grupo. Los machos que emiten los cantos más complejos tienen una esperanza de vida mayor, mientras que los individuos con peores repertorios viven más que los machos promedio. Los individuos de grupos con repertorios intermedios tienen la esperanza de vida mayor, probablemente por beneficiarse de la señalización de otros machos para atraer a las hembras. Las poblaciones tienen las mayores tasas de crecimiento cuando viven en parches con repertorios complejos rodeados por parches con repertorios sencillos (Laiolo y Obeso, 2012).

Hábitat

La selección del hábitat de la alondra ricotí ha sido ampliamente estudiada, inicialmente para el conjunto de la población española (Garza y Suárez, 1990) y con posterioridad en zonas concretas de su área de distribución: Granada (Martín-Vivaldi et al., 1999), Soria (Garza et al., 2005; Seoane et al., 2006), Andalucía (Garza et al., 2006), Navarra (Nogués-Bravo y Agirre, 2006) e, incluso, Marruecos (García et al., 2008b). Todos estos estudios coinciden en señalar que es una especie estricta en la selección del hábitat, ocupando zonas llanas, con matorral de caméfitos de bajo porte y un elevado porcentaje de suelo desnudo. Este tipo de medios facilitan su modo de vida, básicamente terrestre y con desplazamientos a peón.

La alondra ricotí se encuentra ligada a zonas llanas con pendientes por debajo del 10-15% (Garza et al., 2005; Seoane et al., 2006). No obstante, existen registros esporádicos de ejemplares presentes en laderas de fuerte pendiente, con un máximo registrado del 42% (Garza y Suárez, 2010c). La distribución altitudinal es considerablemente amplia, desde el nivel del mar hasta los 1400 m s.n.m. La estructura de la vegetación es muy característica, con matorrales bajos (entre 20-40 cm de altura), baja cobertura de herbáceas y un alto porcentaje de suelo desnudo (Garza y Suárez, 1990). No obstante, existen importantes diferencias en el hábitat entre poblaciones, mostrando una cierta plasticidad de la especie ante distintos ambientes. Suárez et al. (2010f) evaluaron las diferencias en la estructura de la vegetación entre 4 regiones de España (Zamora, Valle del Ebro, Sistema Ibérico y sureste árido ibérico) y

2 de Marruecos (Aïn-Béni-Mathar-Plateau de Rekkam y Missour-Midelt). Los resultados mostraron que la cobertura total de la vegetación varía significativamente entre países, estando en torno al 50% en España y del 25% en Marruecos, con algunas situaciones muy singulares como las poblaciones de Zamora, que se encuentran en jarales con una cobertura vegetal superior al 75% (Figura 1). La cobertura de herbáceas también es significativamente mayor en España, principalmente en el Sistema Ibérico donde supera el 20%, mientras que es prácticamente nula en Marruecos. La cobertura de roca y guijarros es similar entre países, aunque varía significativamente entre regiones. Los suelos son más rocosos en el Sistema Ibérico, Valle del Ebro y Aïn-Béni-Mathar que en el resto, mientras que la cobertura de guijarros es alta en el Sistema Ibérico, el Valle del Ebro y Midelt, pero reducida en Zamora y Aïn-Béni-Mathar. Por último, la cobertura de esparto es significativamente superior en Marruecos (ca. 16%) que en España (ca. 2%).

La composición florística de la vegetación no es un factor determinante en los procesos de selección de hábitat para la especie, ya que está presente en formaciones vegetales cuya composición específica varía notablemente. Un estudio realizado por Suárez et al. (2010f) mostró que la especie ocupa una amplia tipología de formaciones de matorrales de bajo porte en España: tomillares, aulagares, cambronales, erizones, ajedrales, romerales, matorral de yesos, e incluso jarales abiertos (Figura 1). En el límite noroeste de su distribución, la alondra ricotí está presente en cuatro formaciones de matorral: i) matorrales básicos similares a los del Sistema Ibérico con predominancia de *Helianthemum hirtum*, *Helichrysum stoechas*, *Thymus zygis*, *Genista scorpius* y herbáceas como *Festuca hystrix* o *Stipa ibérica*; ii) brezales dominados por *Erica aragonensis* de 80 cm de altura y con una cobertura por encima del 50% o por *Erica umbellata* con una altura media de 37 cm; iii) jarales de *Cistus ladanifer*; y iv) piornales de *Cytisus scoparius* o *Cytisus multiflorus* donde ocupa parches de *Thymus mastichina* y *Lavandula pedunculata* (Aguirre et al., 2016). En el caso de Marruecos y Túnez, la especie se encuentra ligada a espartales puros de *Stipa tenacissima*, formación vegetal también presente en España pero en la que la especie únicamente ha sido registrada en el Campo de Níjar (Almería) y en una población cercana a Cieza (Murcia). No obstante, también existen diferencias en la composición florística entre poblaciones marroquíes. En la región de la meseta de Rekkam predomina el espartal denso, mientras que en la región del Anti-Atlas predomina el matorral de *Artemisia herba-alba* y *Artemisia campestris*, escaso en el resto de poblaciones. En las altiplanicies de Aïn-Béni-Mathar se dan espartales menos densos, al igual que en Alto de Molouya, donde también se da *Noaea mucronata* y matorrales mixtos de *Hammada scoparia* y *Stipa tenacissima*. Pese a la alta variabilidad existente en la composición florística de las poblaciones marroquíes, el hábitat dominante fueron los espartales de *Stipa tenacissima*, donde se concentra el 91% del total de la población estimada. Al hábitat dominado por el género *Artemisia* le correspondería el 5.4%, a los espartales clareados el 3.3%, a los matorrales de *Noaea mucronata* el 0.4% y al matorral mixto de *Hammada-Stipa* el 0.1% (García et al., 2008b).

Los patrones de selección del hábitat no difieren entre sexos ni entre periodos. En Layna (Soria), la alondra ricotí selecciona positivamente el cambronal y negativamente el aulagar, tomillar-pradera y los cultivos, tanto en el periodo reproductor como en el post-reproductor (Garza et al., 2005). No obstante, sí que existen diferencias en el uso del espacio y la selección del hábitat en el periodo post-reproductor entre grupos de edad (adultos y juveniles). En este periodo los adultos mantienen el mismo patrón de selección del hábitat (i.e. cambronal), mientras que los juveniles quedan relegados a áreas marginales de tomillar-pradera (Garza et al., 2005). En este mismo periodo, la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí varía, incrementándose en zonas cercanas a cultivos (Suárez et al., 2008b). Este comportamiento espacial es coherente con una distribución despótica asociada a la edad, en la que los juveniles quedan relegados a zonas subóptimas (i.e. cultivos o tomillar-pradera), que son rechazadas por los adultos.

Aunque se ha venido considerando que la alondra ricotí tiende a permanecer en sus áreas de reproducción durante todo el ciclo anual (Cramp, 1988), las escasas observaciones disponibles durante el invierno en otras zonas, de menor altitud y, principalmente, en sustratos agrarios (ver apartado movimientos; Suárez y Garza, 1989; Suárez et al., 2006), parecen indicar que fuera de la época de cría se producen cambios en la selección del hábitat.



Figura 1. Formaciones de matorral de bajo porte con presencia de alondra ricotí. De izquierda a derecha y de arriba abajo: a) esplegar (Tierra de Medinaceli, Soria); b) tomillar-aulagar (páramo de Blancas, Teruel); c) espartal (Campo de Níjar, Almería); d) jaral (Tierra de Alba, Zamora).

Los procesos de selección de hábitat son multifactoriales, dependientes de la calidad del hábitat a distintas escalas. A nivel de microhábitat, se ha comprobado que la alondra ricotí es muy selectiva en cuanto a la estructura de la vegetación (Garza y Suárez, 1990; Garza et al., 2005; Seoane et al., 2006). También se han analizado otros factores como la disponibilidad de alimento, empleada como descriptor de la calidad del hábitat, habiéndose constatado que la intensidad de uso del espacio de la alondra ricotí depende de la biomasa de coléopteros (Gómez-Catasús et al., 2016). A escala de paisaje, la conectividad, el tamaño de parche y el tipo de medios existentes en la matriz en la que se insertan, tienen efectos en la probabilidad de presencia y en el patrón de distribución de la especie (Vögeli et al., 2010; Gómez-Catasús et al., 2016). Poblaciones aisladas y con parches pequeños (i.e. baja disponibilidad de hábitat óptimo) presentan una menor probabilidad de presencia de la especie (Vögeli et al., 2010; Gómez-Catasús et al., 2016). Adicionalmente, las poblaciones aisladas son más proclives a la extinción que las poblaciones altamente conectadas (Vögeli et al., 2010). Por último, en el caso concreto del Valle del Ebro, en un escenario de hábitat altamente fragmentado, la probabilidad de presencia de la especie depende de la composición de la matriz paisajística, siendo mayor si contiene un alto porcentaje de superficie de matorral y pocos cultivos de secano (Vögeli et al., 2010).

Abundancia

Durante el II Censo Nacional se estimaron densidades de 1,8 machos/km² en Burgos y Palencia, 0,4 machos/km² en Zamora, 0,3 machos/km² en Navarra, Huesca, Zaragoza y Teruel, 0,3 machos/km² en Segovia, Soria, Guadalajara, Zaragoza, Teruel y Valencia, 0,3 machos/km² en Cuenca, Toledo, Ciudad Real, Albacete y Murcia y 0,1 machos/km² en Granada y Almería (Suárez, 2010a).

Tamaño de población

La mayor parte de la población de la especie se encuentra en el norte de África, donde se ha estimado la existencia de unos 23.000-28.000 machos (García et al., 2010).

La población marroquí de alondra ricotí fue estimada en el año 2008 en 15.400 machos, en un rango de 11.200 – 20.200 machos. La mayoría de los efectivos se concentraron en las regiones de Midelt-Missour, con un 56% de la población total, seguido por Rekkam (29.4%), la región de Aïn-Béni-Mathar (9.3%) y la región del Anti-Atlas (5.3%) (García et al., 2008b; García et al., 2010).

En Túnez la superficie de hábitat potencial para la especie ha sido estimada en 56 km², donde habría unos 500 machos (rango 340-580 machos) (García et al., 2010).

Existe un gran desconocimiento sobre la situación del resto de poblaciones africanas. En Argelia, atendiendo al área de distribución indicada por De Juana et al. (2004) y los resultados de los censos en Marruecos, se estima una población de unos 8.100 machos, en un rango de 5.900 – 11.600 machos (García et al., 2010). En Libia y Egipto la situación sería aún más crítica, pero difícil de precisar. La población libia, localizada en la franja costera y un par de zonas limítrofes con Egipto podría estar reducida a 330 machos, mientras que en Egipto, se estima que la población se encuentra por debajo del millar de machos (García et al., 2010).

En el año 1988, durante el I Censo Nacional de la especie, la población española fue estimada en 13.000 individuos. Esta estima se calculó a partir la extrapolación de las densidades obtenidas mediante el transecto Finlandés (transecto con ancho de banda de 25 metros a cada lado), a la superficie total de hábitat óptimo para la especie (Garza y Suárez, 1990). No obstante, se ha constatado que esta metodología de censo sobreestima el número de ejemplares (Garza et al., 2003; Pérez-Granados y López-Iborra, 2017). La metodología de censo que ofrece estimas poblacionales más fiables es el mapeo de territorios (Pérez-Granados y López-Iborra, 2017). A partir de esta metodología, la población española fue estimada en 1.900 parejas en 2001 (Garza et al., 2003). Tella et al. (2005) estimaron un total de 1.300 territorios.

La población española estimada en el II Censo Nacional de la especie fue de 3.400-4.500 machos territoriales en el periodo 2.004 – 2.007 (Tabla 2), lo que representa 2.200-2.800 parejas si se considera una *sex ratio* de 0,61 (Suárez, 2010a).

Tabla 2. Resultados del II Censo Nacional de la alondra ricotí (2004-2007). Según Garza y Traba (2016).

Comunidad Autónoma	Área (ha)	Subpoblaciones	Nº de machos
Aragón	70.281	94	1.898
Castilla y León	49.039	67	1.323
Castilla-La Mancha	20.113	47	653
Navarra	709	4	60
Valencia	537	4	52
Murcia	1.520	1	35
Andalucía	2.467	4	26
Total	144.666	221	4.047

Estatus de conservación

Categoría global IUCN (2012): Casi Amenazado NT (BirdLife International, 2012).

Categoría IUCN para España (2002): En Peligro EN B2ab(ii,iii) (Garza et al., 2004).

La alondra ricotí es uno de los paseriformes más amenazados de Europa. En el ámbito de la Unión Europea está incluida en el Anexo I de la Directiva Aves (Dir. 79/409/CEE), donde recientemente ha pasado a ser considerada como especie prioritaria (reunión del Comité ORNIS del 30/04/2014). En España se encuentra en la categoría de “vulnerable” en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (R.D. 139/2011). Recientemente, se ha propuesto su recatalogación como “en peligro de extinción” en el Catálogo Español de Especies Amenazadas debido a las tendencias regresivas que están experimentando sus poblaciones (Pérez-Granados y López-Iborra, 2014).

Amenazas

Las principales amenazas que se ciernen sobre las aves esteparias están relacionadas con el hábitat, afectado por los cambios en el uso del suelo (Cardador et al., 2015), la intensificación agrícola (Morales et al., 2013) y, el abandono de áreas agrícolas marginales (Suárez-Seoane et al., 2002; Wolff et al., 2001), habiéndose citado también los efectos de los cambios en el clima (Delgado et al., 2009). Sus efectos sobre las poblaciones están siendo dramáticos, siendo las aves esteparias el grupo de aves más amenazado de Europa (Tucker y Heath, 2004). La situación de la alondra ricotí se enmarca también en este contexto. El principal problema de conservación de la alondra ricotí está relacionado con la pérdida de hábitat, tanto en extensión como en calidad, consecuencia de la rápida transformación que está experimentando el mundo rural durante los últimos años (Garza y Traba, 2016). La construcción de infraestructuras (parques eólicos, canteras, zonas industriales), el abandono de la ganadería extensiva, los cambios en el uso del suelo (roturaciones para cultivo, reforestaciones promovidas por subvenciones europeas, expansión de cultivos arbóreos y regadíos), la intensificación de la agricultura, así como la pérdida de la calidad del hábitat (Íñigo et al., 2008), parecen ser las principales causas de las tendencias generales regresivas descritas en toda su área de distribución (Tella et al., 2005; Pérez-Granados y López-Iborra, 2013; Garza, 2015; Garza y Traba, 2016; Garza et al., 2016).

La fragmentación de hábitat está teniendo efectos genéticos en las poblaciones ibéricas. La población ancestral panmíctica está evolucionando en varias unidades en ausencia actual de flujo de genes, con deriva genética más intensa en pequeñas poblaciones aisladas (Méndez et al., 2011b).

Las características del canto permiten detectar los efectos de la fragmentación de hábitat. La transmisión del canto puede estar limitada por la presencia y distribución de parches de hábitat adecuado (Laiolo y Tella, 2006b). En pequeñas poblaciones, la señalización de canto es menor y disminuye la probabilidad de recibir inmigrantes (Laiolo y Tella, 2008).

El incendio durante el verano una zona árida de matorrales esteparios del centro peninsular redujo a corto plazo (1-2 años) la abundancia de alondra ricotí en un 85-100%, frente al 7-15% registrado en una zona control (Pérez-Granados et al., 2013).

Medidas de conservación

Urgen medidas de gestión que incidan sobre los condicionantes ambientales determinantes para la especie: i) mantener corredores discontinuos de hábitat óptimo que afiancen la conectividad entre poblaciones y el flujo de individuos; ii) asegurar la disponibilidad de hábitat óptimo para la especie (tamaño de parche > 200 ha; Vögeli et al., 2010); iii) mayor control de los cambios en el uso del suelo que puedan repercutir en la extensión y calidad de las estepas de matorral; iv) emprender medidas de gestión del hábitat (i.e. aclareo de matorral, restauración del hábitat en áreas reforestadas); v) promover la actividad ganadera por su papel como modelador de la estructura de la vegetación y movilizador de los nutrientes en el ecosistema, asegurando la disponibilidad de alimento (i.e. artrópodos coprófagos) (Garza y Traba, 2016).

Méndez et al. (2011b) sugieren la posibilidad de utilizar translocaciones para hacer frente a los efectos genéticos de la fragmentación de poblaciones.

Distribución geográfica

La distribución de la alondra ricotí incluye la Península Ibérica, el Magreb (Marruecos, Argelia y Túnez) y una reducida extensión en la franja costera de Libia y Egipto (Cramp, 1988; García et al., 2010).

La distribución en Marruecos y Túnez se conoce relativamente bien, al contrario de lo que ocurre en Argelia, Libia y Egipto, donde apenas existe información reciente sobre el estatus de la especie. La distribución en Marruecos cubre un área bastante extensa del país, con una superficie total de hábitat estimada en 2.607 km². La especie ocupa tres regiones: la meseta de Rekkam, limitado al norte por Debdou y al sur por Matarka, el Alto Molouya, entre Midelt y

Missour y las altiplanicies de Aïn-Béni-Mathar, fronterizas con Argelia. En la región del Anti-Atlas central es escasa, habiéndose encontrado en Tiz-n-Taghatine y siendo probable su presencia en Boulmane Dadès (García et al., 2008b; García et al., 2010). En Túnez su distribución se limita a los espartales de la región de Feriana (García et al., 2010).

La distribución europea de la especie se restringe a la Península Ibérica. El área de distribución en España se caracteriza por su reducida extensión y el alto grado de fragmentación (Figura 2). La superficie que ocupa es de 145.000 ha aproximadamente y está repartida en cinco grandes regiones naturales: el Sistema Ibérico, la Depresión del Ebro, la Meseta Norte, La Mancha y el sudeste peninsular (Pinilla Infiesta, 1997; Garza et al., 2004; Garza, 2010a). El núcleo principal se localiza en los páramos del Sistema Ibérico y zonas aledañas de la Meseta Norte, donde se concentra el 74% de la población europea, seguido por las estepas del valle del Ebro donde se encuentra el 18% de los efectivos (Garza y Traba, 2016). Los núcleos principales del Sistema Ibérico se extienden desde las parameras de Segovia, Soria y Teruel, llegando hasta el norte de Guadalajara. En el valle del Ebro la población más numerosa es la de Belchite, la segunda en importancia a nivel nacional. El resto de las poblaciones (8%) se distribuyen alrededor de estos dos grandes núcleos, frecuentemente sometidas a un alto grado de aislamiento. Es el caso de las poblaciones de Zamora, Navarra, Lérida y sobre todo las de la Meseta Sur (Cuenca, Toledo, Ciudad Real y Albacete) y en el sureste árido ibérico (Murcia, Almería y Granada; Garza, 2010a).



Figura 2. Distribución de la alondra ricotí en la Península Ibérica. Cuadrículas de 1x1km en las que se ha registrado la presencia de alondra ricotí en el periodo 2006-2016 (en rojo). Se observa el reducido tamaño del área de distribución y su alto grado de fragmentación. Elaboración: TEG-UAM.

Por comunidades autónomas, la mayoría de la población se concentra en Aragón, Castilla y León y Castilla-La Mancha, pero sólo en cuatro provincias: Teruel, Zaragoza, Soria y Guadalajara (; Garza y Traba, 2016). La población de alondra ricotí de Aragón es la más importante de la península, tanto en superficie (70.821, ca. 48,5% del total nacional), como en número de machos (1.898 machos, ca. 46,8% del total nacional). Las poblaciones aragonesas se distribuyen en torno a la Depresión del Ebro (Campo de Belchite, Campo de San Gregorio, Los Monegros y Val de Urrea, principalmente) y el Sistema Ibérico (Altiplano de Teruel, Blancas-Odón-Torralba de los Sisonos, Segura de los Baños-Moyuela-Muniesa, Calatayud, Blancas y el Monasterio de Piedra), siendo Teruel y Zaragoza las provincias con mayor población en Aragón y, también, a nivel nacional. La población turolense de Blancas-Odón-Torralba de los Sisonos y del entorno del Monasterio de Piedra actúan como puente de conexión entre la población del Altiplano de Teruel y la de las Parameras de Molina en Guadalajara (Justribó et al., 2010).

Castilla y León es la segunda comunidad autónoma en importancia, con una superficie de hábitat adecuado de 49.039 ha (34%). Soria es la tercera provincia más importante a nivel nacional, después de Teruel y Zaragoza, y la primera a nivel autonómico, ya que en ella se concentra el 83% de la población de Castilla y León, seguida por Segovia y Zamora (10% y

6%, respectivamente) y por Palencia y Burgos (0,6% y 0,8%, respectivamente; Suárez et al., 2010e). La población más importante es la de Soria-Sur y Altos de Alcolea del Pinar, ya que representa más de tres cuartas partes de los efectivos mínimos estimados en Castilla y León. Esta población se extiende por la franja sur de la provincia de Soria, desde el límite con Segovia hasta Guadalajara y Zaragoza. La mayor extensión de manchas de matorral (i.e. hábitat óptimo para la especie) se encuentra en la Tierra de Berlanga, Tierra de Caracena y Tierra de Medinaceli. Al norte de la provincia, la distribución de la alondra ricotí es mucho más fragmentada, donde se extiende por el Campo de Gómara y la Tierra de Ágreda (Ágreda, Pozalmuro y Aldealpozo) y por la comarca de Soria (las Fraguas y Nafría La Llana-Fuentelárbol; Garza et al., 2010a). En Segovia, existen dos poblaciones en las Hoces de los ríos Duratón y Riaza. La población del Riaza (Embalse de Linares del Arroyo y Montejo de la Vega de la Serrezuela, principalmente) constituye el extremo más occidental de la gran población del sur de Soria (Soria-Sur y Altos de Alcolea del Pinar), mientras que las poblaciones de las Hoces del Duratón (Castrillo de Sepúlveda e Hinojosas del Cerro, manchas de hábitat principales) se encuentran más aisladas, en plena llanura castellana (Garza, 2010b). Las poblaciones zamoranas se encuentran a más de 120 km de la población más cercana. Estas poblaciones se distribuyen en dos grandes núcleos geográficos, los Arribes del Duero (Zamora-Oeste y Cozcurrita-Mamoles) y la Sierra de la Culebra, en la transición a las comarcas de La Carballeda, Tábara, Aliste y Los Carbajales (Garza y Suárez, 2010b). Por último, las poblaciones de Burgos y Palencia constituyen en torno al 1,4%. En Burgos, la alondra ricotí está presente en el páramo de Corcos, y en Palencia, en los páramos del Cerrato (Garza, 2010c). El esquema general del patrón de distribución de la alondra ricotí en Castilla y León podría describirse como una mancha central que tiene continuidad hacia el oeste con las poblaciones segovianas y que se va fragmentando hacia el norte de Soria. Las poblaciones de Zamora estarían aisladas en la actualidad, formando un núcleo bien definido (Suárez et al., 2010e).

La tercera comunidad autónoma en importancia es Castilla-La Mancha, con más del 16% de la población y en torno al 14% de la superficie. Guadalajara es la provincia más importante donde se concentran el 67% de los machos de Castilla-La Mancha y el 11% del total nacional (Garza, 2010d). La distribución de la especie se articula en torno a dos áreas claramente separadas: la Paramera de Molina de Aragón (Parameras de Molina-Monasterio de Piedra y El Pobo de Dueñas-Tordelpalo) y la Paramera de Sigüenza-Atienza (Soria Sur y Altos de Alcolea, Torre de Valdealmendras y Cercadillo, principalmente; Garza, 2010d). En Albacete, Cuenca y Toledo la especie aparece de forma puntual repartida por la periferia de la Serranía de Cuenca, La Mancha y el Campo de Montiel. La provincia de Cuenca reúne el 30% de los efectivos, siendo las poblaciones de Landete-Ademuz (que se prolonga hasta el Rincón de Ademuz, Valencia) y Carboneras de Gaudazaón, las de mayor extensión (Garza, 2010d). Albacete y Toledo poseen núcleos de carácter muy residual, con 16 y 2 machos, respectivamente, censados durante el II Censo Nacional (Garza, 2010d).

Las Comunidades Autónomas restantes constituyen algo más del 4% de los efectivos de la Península Ibérica. En Navarra, la alondra ricotí se concentra al sur de la provincia, en Las Bardenas Reales y Ablitas, situadas en la comarca de La Ribera (Garza y Justribó, 2010). En Valencia únicamente existe la población de Landete-Ademuz, repartida entre el Rincón de Ademuz y la provincia de Cuenca (Garza, 2010e). En Murcia, la Sierra de Picarcho es la única población conocida durante el II Censo Nacional (Garza, 2010f). No obstante, en los últimos años se ha registrado la ocupación de otras manchas de hábitat en torno al municipio de Yecla (datos inéditos). Por último, en Andalucía, la presencia de la alondra ricotí se reduce a cuatro poblaciones dispersas por Granada (El Padul) y Almería (Sierra de Gador, Las Amoladeras y Tabernas-Sorbas), que tienen en común su reducido tamaño y el alto grado de aislamiento (Garza et al., 2010b). En Cataluña, la población del aeródromo de Alfés (Lérida) se consideraba extinta desde el año 2006 (Suárez, 2010a). No obstante, en el año 2015 se registraron 4 machos que recolonizaron la zona (Bota et al., 2016; Matas, 2016).

El área de distribución de la alondra ricotí en la Península Ibérica adopta una configuración metapoblacional, caracterizada por un conjunto de parches de hábitat, fragmentados a distintas escalas espaciales y resultantes de procesos naturales (procesos geológicos) y de actividades antrópicas. La mayoría de las poblaciones han experimentado una tendencia general regresiva en los últimos años (Tella et al., 2005; Pérez-Granados y López-Iborra, 2013; Garza y Traba, 2016), conduciendo a extinciones locales que parecen seguir un patrón centrifugo (Suárez,

2010a; Garza y Traba, 2016). Inicialmente se vieron afectadas principalmente poblaciones periféricas y aisladas, pero recientemente, también se han detectado extinciones en poblaciones de los núcleos centrales de la distribución (Garza y Traba, 2016). Las poblaciones más aisladas presentan una menor probabilidad de recolonización por individuos procedentes de otras poblaciones y son más vulnerables a fenómenos estocásticos, debido a un menor flujo génico de las poblaciones principales (i.e. poblaciones fuente) y la erosión de la variabilidad genética, procesos ambos que repercuten en el *fitness* de los individuos (Méndez et al., 2014). De forma excepcional se producen procesos de recolonización, como el descrito en el año 2015 en la Timoneda de Alfés (Lérida) (Bota et al., 2016; Matas, 2016).

La mayor parte de las poblaciones ibéricas permanecen en las áreas de reproducción durante la época invernal (Suárez y Garza, 1989, García, 2012). La probabilidad de presencia invernal en las áreas de reproducción se correlaciona con el tamaño de población (Suárez et al., 2006).

En lo que se refiere al cambio climático, bajo escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI basados en la temperatura máxima del mes más cálido, temperatura mínima del mes más frío y precipitación anual total, los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual de la especie en la España peninsular entre un 96% y un 97% en 2041-2070 y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 0% y un 1% en 2041-2070 (Araújo et al., 2011).

Movimientos

La alondra ricotí está considerada como una especie sedentaria, que realiza desplazamientos eventuales e irregulares (Cramp, 1988). Al menos una parte de las zonas de reproducción parecen permanecer ocupadas durante todo el año. A este respecto, se ha comprobado que en algo más de la mitad de las principales poblaciones reproductoras de la Península Ibérica, se detectan individuos durante el invierno, incluso en aquellas situadas a altitudes elevadas (>1000 m de altitud) (Suárez et al., 2006). Las observaciones realizadas en lugares alejados de las zonas de reproducción podrían estar indicando posibles procesos de dispersión o fugas de tempero asociados a condiciones climáticas adversas (Cramp, 1988; Suárez et al., 2006). Este fenómeno podría tener lugar en determinadas poblaciones, como las del Sistema Ibérico, situadas a mayor altitud y con un importante número de días de heladas invernales y episodios de innivación. En zonas donde apenas se producen nevadas, como por ejemplo el Valle del Ebro, la especie está presente todo el año (Suárez y Sáez-Royuela, 1983; Suárez y Garza, 1989).

La capacidad de desplazamiento de la alondra ricotí es poco conocida, básicamente por el escaso número de anillamientos realizados. La distancia máxima de desplazamiento citada en la bibliografía para aves adultas es de 2 km (Garza y Suárez, 2010d). Mediante identificación de los reclamos de cada individuo, Laiolo et al. (2007) indican que la distancia de dispersión más frecuente es de 1 km. Por otro lado, machos territoriales radio-marcados por Garza et al. (2005) realizaron desplazamientos diarios de muy escasa entidad (media 118m, $sd \pm 90m$) durante el periodo reproductor y post-reproductor. Las observaciones de machos cantando fuera de sus núcleos de cría durante el periodo reproductor, así como los registros de movimientos puntuales 7-8 veces superiores a la longitud media, apuntan a que los desplazamientos a mayores distancias pueden ser relativamente frecuentes (Garza y Suárez, 2010e). Estos podrían corresponder con alguna de las siguientes situaciones: i) observaciones esporádicas de individuos que no se reproducen todos los años (ver apartado comportamiento - comportamiento espacial); ii) observaciones de machos establecidos en hábitat subóptimos; o iii) observaciones de individuos en dispersión (Suárez, 2010b).

El Museo de Historia Natural de Londres posee tres ejemplares de las Islas Baleares, dos con fecha de 1898 y uno de 1900. La colección de aves del Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) contiene un ejemplar (MNCN 11175) procedente de las Islas Baleares con fecha de 1899 (Suárez y Garza, 1989).

En las zonas de reproducción la distancia recorrida en los desplazamientos diarios varía entre clases de edad y sexo. Los jóvenes son los que realizan desplazamientos de mayor longitud (media \pm sd: 148 ± 24 m), seguidos por los machos adultos (111 ± 26 m) y, por último, las hembras adultas (101 ± 20 m). Los desplazamientos más largos probablemente están

relacionados con la peor calidad de los territorios a los que quedan relegados los juveniles bajo una distribución despótica, lo que explica también el mayor tamaño de sus áreas de campeo (ver apartado patrón social y comportamiento; Garza y Suárez, 2010d).

La fragmentación del hábitat también condiciona la longitud de los desplazamientos de los adultos durante el periodo reproductor. Mediante radioseguimiento se ha comprobado que los machos que viven en hábitats fragmentados realizan movimientos diarios de mayor magnitud que los que viven en zonas de hábitat continuo y homogéneo (Garza y Suárez, 2010e). Por tanto, los machos de medios fragmentados deben soportar un coste adicional por el mayor gasto energético que requieren sus desplazamientos y por estar expuestos a un mayor riesgo de depredación, al verse obligados a atravesar zonas de hábitat desfavorable (Garza y Suárez, 2010e).

Movimientos dispersivos

La distancia máxima de dispersión juvenil registrada es de 33,47 km, correspondiendo a un macho de un año de edad que fue anillado como joven del año en su población natal en la localidad de Riba de Saelices (Guadalajara) y recapturado en la localidad de Miño de Medinaceli, Soria (García-Antón et al., 2015). En un contexto de alta fragmentación del área de distribución de la alondra ricotí, el papel de los juveniles dispersantes podría ser crucial para el mantenimiento de poblaciones pequeñas y aisladas, además de contribuir al mantenimiento de la especie a nivel metapoblacional. Adicionalmente, este hecho podría explicar procesos de recolonización inesperados por tratarse de poblaciones aisladas. Es el caso de la Timoneda de Alfés (Lérida), situada a más de 80 km de la población conocida más próxima, donde la alondra ricotí se consideraba extinta en 2006 y que volvió a ocupar en 2015 (Bota et al., 2016; Matas, 2016).

Ecología trófica

La información aportada por Herranz et al. (1993) es la única que existe en cuanto a la dieta de la alondra ricotí. Los resultados desvelaron que los grupos de artrópodos más abundantes en la dieta de los pollos son los insectos de los órdenes ortópteros, lepidópteros y coleópteros; y los arácnidos de la familia licósidos.

Comúnmente se describe a la alondra ricotí como una especie insectívora y ocasionalmente granívora (Cramp, 1988), aunque la dieta de los adultos apenas ha sido estudiada. Los contenidos estomacales analizados contienen larvas de lepidóptero, escarabajos de distintas familias (Carabidae, Tenebrionidae, Scarabaeidae, Silphidae, Curculionidae), hormigas (Formicidae), saltamontes (Orthoptera) y semillas del género *Asphodelus* (Cramp, 1988; Aragüés, 1992). Un estudio reciente sobre la alimentación de los adultos mediante análisis de excrementos, apunta a un elevado consumo de artrópodos epigeos de hábitos coprófagos en una zona con alta carga ganadera (Talabante et al., 2015). En otro estudio, los escarabajos (orden Coleoptera) parecen ser un factor clave en la determinación de la intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí (Gómez-Catasús et al., 2016).

Las observaciones de aves alimentándose confirman la importancia en la dieta de los artrópodos epigeos. Además, frecuentemente las aves buscan el alimento excavando en un punto concreto con reiterados y fuertes picotazos, siguiendo un comportamiento que recuerda al de los pájaros carpinteros en la corteza de los árboles. El hoyo que excavan llega a ser de 1-2 cm de profundidad. Aunque resulta difícil identificar el tipo de presa capturado, casi siempre suelen ser larvas (TEG-UAM, datos inéditos).

Biología de la reproducción

En la Península Ibérica el periodo reproductivo de la alondra ricotí va desde finales de febrero hasta principios de julio, llegando a realizar hasta tres intentos de cría (Suárez, 2010a; Pérez-Granados, 2016). La fenología reproductiva varía entre poblaciones, habiéndose observado un desfase de aproximadamente un mes en el inicio de la cría entre las poblaciones del sureste y el interior peninsular. Estas diferencias parecen relacionadas con la climatología, comenzando antes la reproducción en las zonas más térmicas (Murcia y Valle del Ebro) y retrasándose en aquellas de clima más riguroso (Marruecos, Sistema Ibérico) (Herranz et al., 1994).

Nidifica en el suelo, bajo matorrales pequeños o matas de herbáceas, aunque típicamente una parte del nido no queda cubierto por la vegetación (cobertura media en matorral = 85,7%; en herbáceas = 14,3%; Pérez-Granados, 2016). Los nidos están orientados preferentemente al Norte – Noreste (Yanes et al., 1997; Cañadas et al., 1988a, 1988b) y, con menor frecuencia, al Este y Noroeste (Pérez-Granados, 2016). La construcción del nido dura entre 3 y 8 días (Cañadas et al., 1988; Pérez-Granados, 2016) y los materiales utilizados son vegetación, raíces, pequeñas ramas y pelo. Las dimensiones citadas para los nidos por Cramp (1988) son las siguientes: i) diámetro externo: 9,4-9,6 cm; ii) diámetro interno: 6,9 – 7,1 cm; iii) altura: 4.1 cm; iv) profundidad de la copa: 3,2 cm; v) peso: 18,8 g, similares a las observadas por Cañadas et al. (1988) y Vogeli et al. (2011). Los nidos sólo son utilizados una vez; únicamente se ha citado el caso de una pareja que reutilizó el material de un nido para construir uno nuevo (Pérez-Granados, 2016).

Se ha registrado un caso de abandono de la puesta por la hembras tras los ataques de otra alondra ricotí (Pérez-Granados y López-Iborra, 2015).

El tamaño de puesta oscila entre 3 y 5 huevos, cuyas dimensiones medias son: i) longitud: 24,05 mm; ii) anchura: 17,15 mm; y iii) peso: 3,5 g (Pérez-Granados, 2016). La puesta es asincrónica, comenzando la incubación tras la puesta del último huevo. El periodo de incubación es de 12 – 13 días y corre a cargo de la hembra (Castell, 1996; Pérez-Granados, 2016). La eclosión de los huevos es sincrónica, aunque se conocen dos casos en los que uno de los huevos eclosionó un día más tarde (Pérez-Granados, 2016). El número medio de huevos eclosionados por puesta es de 3,24. El tiempo de estancia de los pollos en el nido es de 8 días, periodo durante el cual, los pollos son alimentados por los dos miembros de la pareja (Pérez-Granados, 2016; Herranz et al., 1993). La productividad, estimada a partir del número de pollos que vuelan por intento de puesta, es de 1,51 (Pérez-Granados, 2016).

En lo que se refiere al parasitismo de puesta, un huevo experimental no mimético colocado en un nido ocupado no fue rechazado. De seis pollos de *Galerida teklae* colocados experimentalmente cada uno en un nido de *C. duponti* ninguno fue rechazado (Yanes et al., 1996).

Estructura y dinámica de poblaciones

La depredación está considerada como uno de los principales factores que condicionan el éxito reproductor de las aves que nidifican en el suelo (Yanes, 2000; De Juana et al., 2004; Suárez et al., 2009a). Para la alondra ricotí, se han calculado tasas de depredación muy elevadas, que, según las poblaciones, van del 46 al 84% (Cañadas et al., 1988; Herranz et al., 1994; Pérez-Granados, 2016).

La *sex-ratio* está claramente sesgada hacia los machos, aunque existen discrepancias respecto a su valor. Según Vögeli et al. (2007) sería 0,79, es decir, 79 machos por cada 21 hembras (ca. 280% más de machos que de hembras), mientras que Suárez et al. (2009b), tras algunas correcciones, la sitúan en 0,61, es decir, 61 machos por cada 39 hembras (ca. 56% más de machos que de hembras). La *sex-ratio* secundaria estudiada en 5 nidos de alondra ricotí fue de 0,50, lo que indica que nacen el mismo número de machos y hembras. El sesgo en la proporción de sexos en la población adulta debe tenerse en cuenta a la hora de estimar los tamaños poblacionales, ya que en los censos sólo se contabilizan los machos territoriales (la única fracción de la población detectable); de no hacerlo así se podría incurrir en una sobrestimación de las poblaciones (Suárez et al., 2009b).

Las tasas medias de supervivencia basadas en recapturas físicas entre el periodo postreproductivo y el periodo reproductor subsiguiente fueron bajas (0.38) y no se observaron diferencias entre años. Mayores tasas medias de supervivencia se registraron entre el periodo reproductivo y el periodo postreproductivo subsiguiente (0.93 y 0.63 en dos años distintos). Las tasas anuales de supervivencia tuvieron valores medios de 0.24 y 0.35. El estudio simultáneo de marcaje acústico de los cantos, reflejó unas tasas de supervivencia diferentes, puesto que incluyó a los individuos transeúntes, lo que no ocurrió en el marcaje físico. Las diferencias entre métodos se vieron especialmente en la transición entre el periodo postreproductivo y el reproductivo, con mayores tasas de supervivencia en el marcaje acústico. El marcaje acústico detectó mayores distancias de dispersión que el marcaje físico (Vögeli et al., 2008).

Interacciones con otras especies

A lo largo de su área de distribución, la alondra ricotí convive con prácticamente la totalidad de las especies de alúridos representadas en la Península Ibérica y el Norte de África. Las posibles interacciones son difíciles de observar debido a su carácter esquivo, pero en general, parece que no son habituales los comportamientos agonísticos interespecíficos. Sólo se han observado interacciones agonísticas con la alondra común, aunque son poco frecuentes. Cuando se producen, suelen ser iniciados por la alondra común ante la presencia del ricotí en las proximidades, sobrevolando y cerniéndose sobre él, en actitud vigilante. Ocasionalmente, la situación deriva en persecuciones a la carrera y en vuelo y sólo de forma excepcional, en enfrentamientos más agresivos a picotazos. Por lo general, estos enfrentamientos terminan con la huida del ricotí (TEG-UAM, datos inéditos).

Vögeli et al. (2010) no encontraron ningún efecto de la riqueza o la densidad de otros paseriformes esteparios potencialmente competidores en la densidad, probabilidad de presencia o probabilidad de extinción de la alondra ricotí.

Otras especies de alúridos (Cogujada montesina, calandria, terrera común, alondra común y terrera marismeña) imitan el reclamo de alarma agresivo de la alondra ricotí (Laiolo et al., 2005).

Depredadores

El zorro rojo (*Vulpes vulpes*) y los perros asilvestrados han sido identificados como los principales depredadores de nidos de alondras que nidifican en el suelo (Yanes, 2000; Vögeli et al., 2011). Otros depredadores secundarios son los ofidios, los lagartos, los mustélidos, el erizo común (*Erinaceus europaeus*), el alcaudón real (*Lanius meridionalis*), la corneja (*Corvus corone*), el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) y el lirón careto (*Elyomis quercinus*) (Yanes, 2000; Suárez et al., 2009a; Vögeli et al., 2011). El gato doméstico (*Felis catus*), el zorro (*Vulpes vulpes*) y el lagarto ocelado (*Timon lepidus*) son depredadores identificados en nidos naturales de alondra ricotí mediante cámaras de fototrampeo (Pérez-Granados, 2016).

Los experimentos de depredación con nidos artificiales pueden predecir procesos demográficos en pequeñas poblaciones estructuradas. Un estudio mostró que la intensidad de depredación sobre nidos artificiales se correlacionó negativamente con la tasa anual de crecimiento en pequeñas poblaciones locales, mientras que la viabilidad de grandes poblaciones locales no fue afectada, incluso con tasas elevadas de depredación de los nidos (Vogeli et al., 2011).

Parásitos y patógenos

La información disponible sobre parásitos, tanto ectoparásitos como endoparásitos, es muy escasa. En la alondra ricotí se ha observado una tasa de infección por el parásito de la malaria del 9,8% (15 individuos infectados de 152 capturados en diversas localidades; Calero-Riestra y García, 2009).

Actividad

Comportamiento esquivo, huidizo y principalmente terrestre, pasando prácticamente desapercibido cuando se mueve entre el matorral bajo. Mucho más receloso que otros alúridos, escabulléndose rápidamente ante la presencia humana. La actividad de canto se concentra principalmente 1 hora antes del alba (Garza et al., 2010c). Canta en vuelo, desde el suelo, o sobre alguna piedra o matorral bajo; en estos casos es frecuente que no sea especialmente conspicuo, quedando parcialmente oculto en los laterales de la mata y destacando sólo la cabeza. Los vuelos de canto se producen preferentemente de madrugada, alcanzando hasta los 100-150 m de altura; duración variable, generalmente menos de 5 minutos, pero que puede llegar hasta 30-60 minutos. Durante estos vuelos también es frecuente escuchar el *wing clapping*, un chasquido repetido producido al entrecocar las alas y que está asociado con el cortejo y la defensa del territorio (Mengel et al., 1972; Hazevoet,

1989; Whiklo y Duncan, 2012). El vuelo concluye con un picado repentino, en vertical y a gran velocidad, cerrando las alas hasta que apenas se encuentra a 1-2 m del suelo. Cuando se desplaza corriendo por el suelo recuerda los movimientos de un ratón. Generalmente se mueve con rapidez, haciendo paradas para picotear insistentemente en el suelo o buscar alimento en los matorrales y ocasionalmente emitir un reclamo (Cramp, 1988).

Dominio vital

A partir de machos territoriales radio-marcados en Layna (Soria), el área de campeo de los machos de alondra ricotí ha sido estimada en 7,4 ha en promedio (rango: 1,0 ha – 37,3 ha). Dentro de ella, la zona más intensamente utilizada (i.e. el área central o *core area*) tiene un tamaño medio de 3,6 ha (rango: 0,3 ha – 7,9 ha) (Garza et al., 2005; Garza y Suárez, 2010d).

El tamaño del territorio y el área central experimentan variaciones entre el periodo reproductor y post-reproductor (muda y post-muda), tendiendo a comprimirse durante el periodo de muda e incrementándose durante el periodo post-muda, cuando alcanzan su máxima extensión (Tabla 3) (Suárez et al., 2010g). Los costes energéticos asociados al periodo de muda, así como el mayor riesgo de depredación en esta época, hacen que el dominio vital se reduzca.

Contrariamente, la previsible disminución de alimento durante el periodo post-muda, debida a las condiciones climáticas adversas que auguran la llegada del invierno, conduce al incremento del dominio vital (Suárez et al., 2010g).

Tabla 3. Media y desviación típica del tamaño de los territorios (área kernel al 95%, K95) y de las áreas centrales (área kernel al 10%, K10) en el periodo reproductor, de muda y post-muda, a partir de individuos radiomarcados en Layna (Soria). Todos los valores en hectáreas. Según Suárez et al. (2010g).

	Periodo reproductor	Muda	Post-muda
K95	8,18 ± 5,45	7,09 ± 2,85	16,04 ± 10,05
K10	0,14 ± 0,10	0,10 ± 0,06	0,39 ± 0,27

Adicionalmente, existe una alta variación interanual en las áreas ocupadas por los individuos, tal y como indica el bajo grado de solapamiento entre años, tanto en el área de campeo como en la *core area*. El marcaje con anillas de colores y el radio-seguimiento de individuos capturados en Layna (Soria) ha permitido comenzar a entender la dinámica poblacional de la especie. Se ha comprobado que el 33% de los casos el mismo individuo se mantuvo en el mismo territorio durante dos años consecutivos, mientras que en el resto (67% de los casos) los territorios estaban ocupados por machos distintos. Esta falta de constancia en la ocupación del territorio podría deberse a la mortalidad de los machos territoriales o, alternativamente, a movimientos interanuales. A este respecto, en el estudio realizado en Layna se detectaron dos machos recapturados en territorios distintos en años consecutivos, a distancias de 660 m y 300 m del primer territorio (Garza y Suárez, 2010f).

No existe diferencias en el área de campeo entre clases de sexo y edad, pero sí en la *core area* siendo superior en los juveniles (4,7 ha) que en los machos (3,8 ha) y las hembras (1,5 ha). El mayor tamaño de la *core area* en juveniles que en adultos podría ser consecuencia del patrón de distribución despótica que parece seguir la especie (ver apartado hábitat), que hace que los juveniles ocupen territorios más amplios debido a su comparativamente más baja calidad respecto a los de los adultos (Garza y Suárez, 2010d).

La fragmentación del hábitat repercute en la distribución espacial de la alondra ricotí durante el periodo reproductor, así como en sus movimientos (ver apartado movimientos). El área de campeo y la *core area* son más de dos veces mayores en hábitats fragmentados que en los homogéneos, planteando Garza y Suárez (2010f) tres hipótesis para explicar este fenómeno. La primera de ellas es que los individuos se podrían ver obligados a ocupar varios fragmentos de matorral separados, insertos en una matriz de hábitat no favorable, por ejemplo cultivos, que incrementa el área de campeo total, aunque prácticamente no sea utilizado. La segunda hipótesis estaría asociada a un efecto en cascada de la fragmentación del hábitat, que implicaría un deterioro de la calidad del hábitat y, por ende, la necesidad de cubrir una mayor superficie para obtener los mismos recursos que en hábitats no fragmentados. La última

alternativa manejada se basa en que en fragmentos pequeños que superan el umbral mínimo del área de campeo de la especie, pero insuficientes para que se establezcan más de 1 macho, los individuos tenderían a expandir su área de campeo; en sentido contrario, en parches continuos y hábitats menos fragmentados, los machos reducirían su área de campeo, lo que se traduciría en una densidad poblacional más alta (Garza y Suárez, 2010f). No obstante, este último planteamiento es contrario a la relación negativa encontrada por otros autores entre la densidad de alondra ricotí y el tamaño de parche, existiendo un umbral de 200 ha a partir del cual la densidad poblacional se estabiliza (Vögeli et al., 2010; Pérez-Granados y López-Iborra, 2013).

Patrón social y comportamiento

Ver apartados de Actividad, Voz, Biología de la reproducción e Interacciones.

Bibliografía

Aguirre, J. L., Talabante, C., Aparicio, A., Peinado, M. (2016). Floristic, Structural, and Conservation Analysis of the Habitats Occupied by Dupont's Lark, *Chersophilus duponti*, in the Northwest Edge of Its Distributional Range. *Open Journal of Ecology*, 6: 517-528.

Alstrom, P., Barnes, K. N., Olsson, U., Barker, F. K., Bloomer, P., Khan, A. A., Qureshi, M. A., Guillaumet, A., Crochet, P. A., Ryan, P. G. (2013). Multilocus phylogeny of the avian family Alaudidae (larks) reveals complex morphological evolution, non-monophyletic genera and hidden species diversity. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 69 (3): 1043-1056.

Aragüés, A. (1992). *Estudio de la alondra de Dupont en la región Aragonesa*. Tesis doctoral. Facultad de Veterinaria. Universidad de Zaragoza, Zaragoza.

Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Rodrigues Neto, D., Pozo Ortega, I., Gómez Calmaestra, R. (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático*. 2. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.

Bernis, F. (1971). *Aves Migradoras Ibéricas (fascículos 7º y 8º)*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

BirdLife International (2012). *Chersophilus duponti*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*: e.T22717380A38059735.

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. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid. 26 de febrero.

Calero-Riestra, M., García, J. T. (2009). Las alondras adultas como presa y hospedadoras de parásitos. Los parásitos de las alondras en España. pp. 200-204. En: Suárez, F., Hervás, I., Herranz, J. (Eds.). *Las alondras de España peninsular*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Cañadas, S., Castro, H., Manrique, J., Miralles, J. M. (1988a). Datos sobre la reproducción de la alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en Almería. *Ardeola*, 35: 158-162.

Cañadas Albacete, S., Castro Nogueira, H., Manrique Rodríguez, J., Miralles García, J. M. (1988b). Nidificación de la alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en Almería. Contribución al conocimiento de la fenología reproductora. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 1988 (Extra): 309-317.

Cardador, L., De Cáceres, M., Giralt, D., Bota, G., Aquilué, N., Arroyo, B., Mougeot, F., Cantero-Martínez, C., Viladomiu, L., Rosell, J., Casas, F., Estrada, A., Álvaro-Fuentes, J., Brotons, L. (2015). Tools for exploring habitat suitability for steppe birds under land use change scenarios. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200: 119-125.

- Castell, P. (1996). Incubation period and nestlings of Dupont's lark. *British Birds*, 89 (8): 363-364.
- Cramp, S. (Ed.) (1988). *Handbook of the Birds of Europe, Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Volume V. Tyrant Flycatchers to Thrushes. Oxford University Press, Oxford. 1063 pp.
- De Juana, E., Suárez, F., Ryan, P., Alström, P., Donald, P. (2004). Family Alaudidae (Larks). pp. 496-601. En: Del Hoyo, J., Elliott, A., Christie, D.A. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World, Vol. 9. Cotingas to Pipits and Wagtails*. Lynx Edicions. Barcelona.
- De Juana, E., Varela, J. M. (2006). *Aves de España*. Lynx, Seo/BirdLife. Bellaterra, Barcelona.
- Delgado, M. P., Morales, M. B., Traba, J., De la Morena, E. L. G. (2009). Determining the effects of habitat management and climate on the population trends of a declining steppe bird. *Ibis*, 151: 440-451.
- Fernández y Fernández-Arroyo, F. J. (2003). *Hoja informativa sobre el Refugio de Rapaces de Montejo Nº 26* (informe inédito).
- García, J. T. (2012). Alondra ricotí. *Chersophilus duponti*. Pp. 364-365. En: Del Moral, J. C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid. 816 pp.
- García, J. T., Suárez, F., Calero-Riestra, M., Garza, V., Viñuela, J., Justribó, J. H. (2010). La alondra ricotí en el norte de África: distribución, tamaño poblacional y relaciones filogenéticas con las poblaciones ibéricas. pp. 29-37. En: Suárez, F. (Ed.) *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- García, J. T., Suárez, F., Garza, V., Calero-Riestra, M., Hernández, J., Pérez-Tris, J. (2008a). Genetic and phenotypic variation among geographically isolated populations of the globally threatened Dupont's lark *Chersophilus duponti*. *Molecular phylogenetics and evolution*, 46: 237-251.
- García, J.T., Suárez, F., Garza, V., Justribó, J. H., Oñate, J. J., Hervás, I., Calero-Riestra, M., De la Morena, E. L. G. (2008b). Assessing the distribution, habitat, and population size of the threatened Dupont's lark *Chersophilus duponti* in Morocco: lessons for conservation. *Oryx*, 42: 592-599.
- García-Antón, A., Garza, V., Traba, J. (2015). *Dispersión de más de 30 km en un macho de primer año de alondra ricotí (Chersophilus duponti) en el Sistema Ibérico*. I Workshop Nacional de la Alondra ricotí *Chersophilus duponti*: Estrategias Futuras. Estación Ornitológica de Padul, Granada. 13 junio 2016.
- García-Antón, A., Garza, V., Traba, J. (2016). Climate and isolation factors affect morphological traits in an extremely endangered but widely distributed bird species, the Dupont's Lark *Chersophilus duponti*. *Ibis* (in press).
- Garza, V. (2010a). Información previa: distribución y poblaciones. pp. 141-174. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Garza, V. (2010b). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. I. Castilla y León. Segovia. pp. 215-219. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Garza, V. (2010c). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. I. Castilla y León. Burgos y Palencia. pp. 202-206. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Garza, V. (2010d). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. III. Castilla-La

Mancha. pp. 257-270. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V. (2010e). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. IV. Valencia, Murcia y Andalucía. Valencia. pp. 273-275. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V. (2010f). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. IV. Valencia, Murcia y Andalucía. Murcia. pp. 275-278. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V. (2015). *Situación actual de la población española de alondra ricotí (Chersophilus duponti): retos para la conservación de una especie amenazada*. I Workshop Nacional de la Alondra ricotí *Chersophilus duponti*: Estrategias Futuras. Estación Ornitológica de Padul, Granada. 13 junio 2015.

Garza, V., García, J. T., Calero, M., Suárez, F. (2006). Tendencias y situación actual de las poblaciones de la alondra ricotí *Chersophilus duponti* en Andalucía, España. *Ecología*, 20: 233-244.

Garza, V., Gómez-Catasús, J., Barrero, A., Traba, J. (2016). *Estado de las poblaciones de alondra ricotí*. II Workshop. Grupo de Expertos en la alondra ricotí. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid. 26 febrero 2016.

Garza, V., Justribó, J. H. (2010). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. II. Navarra, Aragón y Cataluña. Navarra. pp. 227-230. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Justribó, J. H., Carriles, E., Del Pozo, R., Hernández, J. L., Suárez, F. (2010a). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. I. Castilla y León. Soria. Pp. 207-214. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F. (1990). Distribución, población y selección de hábitat de la Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en la Península Ibérica. *Ardeola*, 37: 3-12.

Garza, V., Suárez, F. (2010a). Características generales. Pp. 21-27. En: Suárez, F. (Ed.) *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F. (2010b). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. I. Castilla y León. Zamora. pp. 197-202. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F. (2010c). Uso y selección de hábitat: Selección de hábitat a escala de paisaje y microhábitat en Soria utilizando individuos radio-marcados. pp. 131-137 En F. Suárez (Ed.), *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F. (2010d). Utilización del espacio y movimientos estacionales. Utilización del espacio durante el periodo reproductor en un hábitat no fragmentado. pp. 75-82. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F. (2010e). Utilización del espacio y movimientos estacionales. Utilización del espacio durante el periodo reproductor en un hábitat fragmentado. pp. 75-82. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F. (2010f). Utilización del espacio y movimientos estacionales. Utilización del espacio durante el periodo reproductor en un hábitat no fragmentado. Variaciones interanuales. pp. 98-108. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F., Carriles, E. (2010c). El censo actual: diseño y métodos de muestreo y estima de las poblaciones. pp. 175-194. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F., García, J. T. (2010b). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. IV. Valencia, Murcia y Andalucía. Andalucía. pp. 278-283. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Garza, V., Suárez, F., Herranz, J., Traba, J., De la Morena, E. L. G., Morales, M. B., González, R., Castañeda, M. (2005). Home range, territoriality and habitat selection by the Dupont's lark *Chersophilus duponti* during the breeding and postbreeding periods. *Ardeola*, 52: 133-146.

Garza, V., Suárez, F., Tella, J. L. (2004). Alondra de Dupont, *Chersophilus duponti*. pp. 309-312. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife., Madrid. 733 pp.

Garza, V., Traba, J. (2016). Retos para la conservación de una especie amenazada. Alondra ricotí, el fantasma del páramo. *Quercus*, 359: 24-33.

Garza, V., Traba, J., Suárez, F. (2003). Is the European population of Dupont's Lark *Chersophilus duponti* adequately estimated? *Bird Study*, 50 (3): 309-311.

Gómez-Catasús, J., Garza, V., Morales, M. B., Traba, J. (2016). *Factores que inciden en la presencia e intensidad de uso del espacio por la alondra ricotí: del aislamiento a la calidad del hábitat*. II Workshop. Grupo de Expertos en la Alondra ricotí. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid. 26 febrero 2016.

Hazevoet, C. J. (1989). Wing-clapping display of Dupont's lark *Chersophilus duponti*. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 109 (3): 181-183.

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

Herranz, J., Yanes, M., Suárez, F. (1993). Primeros datos sobre la dieta de pollos de Alondra de Dupont, *Chersophilus duponti*, en la Península Ibérica. *Ardeola*, 40: 77-79.

Íñigo, A., Garza, V., Tella, J. L., Laiolo, P., Suárez, F., Barov, B. (2008). *Action Plan for the Dupont's Lark Chersophilus duponti in the European Union*. SEO/Birdlife – BirdLife International – Comisión Europea.

Justribó, J. H., Carriles, E., Garza, V., Suárez, F. (2010). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. II. Navarra, Aragón y Cataluña. Síntesis de Aragón. pp. 250-254. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Justribó, J. H., Suárez, F., García, J. T., Garza, V., Agirre, A. (2009). Fenología y patrones de muda de la Alondra Ricotí (*Chersophilus duponti*) en España y Marruecos. *Revista de Anillamiento* 24: 20-24.

Justribó, J. H., Suárez, F., Garza, V., García, J. T. (2010). Fenología y patrón de muda. pp. 69-72. En: Suárez, F. (Ed.) *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Laiolo, P. (2008). Characterizing the spatial structure of songbird cultures. *Ecological Applications*, 18: 1774-1780.

- Laiolo, P., Obeso, J. R. (2012). Multilevel Selection and Neighbourhood Effects from Individual to Metapopulation in a Wild Passerine. *Plos One*, 7 (6): e38526.
- Laiolo, P., Tella, J. L. (2005). Habitat fragmentation affects culture transmission: patterns of song matching in Dupont's lark. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1183-1193.
- Laiolo, P., Tella, J. L. (2006a). Fate of unproductive and unattractive habitats: recent changes in Iberian steppes and their effects on endangered avifauna. *Environmental Conservation*, 33 (3): 223-232.
- Laiolo, P., Tella, J. L. (2006b). Landscape bioacoustics allow detection of the effects of habitat patchiness on population structure. *Ecology*, 87 (5): 1203-1214.
- Laiolo, P., Tella, J. L. (2007). Erosion of animal cultures in fragmented landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 68-72.
- Laiolo, P., Tella, J. L. (2008). Social determinants of songbird vocal activity and implications for the persistence of small populations. *Animal Conservation*, 11 (5): 433-441.
- Laiolo, P., Vögeli, M., Serrano, D., Tella, J. L. (2005). Two new calls from the Dupont's lark *Chersophilus duponti* and imitations by other alaudids: ecological and monitoring implications. *Ardeola*, 52 (1): 167-172.
- Laiolo, P., Vögeli, M., Serrano, D., Tella, J. L. (2007). Testing acoustic versus physical marking: two complementary methods for individual-based monitoring of elusive species. *Journal of Avian Biology*, 38: 672-681.
- 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., Archila, F., López, E., De Manuel, L. C. (1999). Caracterización de una nueva población reproductora de Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) (Passeriformes, Alaudidae) en el Sureste Ibérico. *Zoológica Baetica*, 10: 185-192.
- Matas, R. (2016, 27 de febrero). La alondra ricotí, el pájaro que obligó a ubicar el aeropuerto en Alguaire, vuelve a Alfés y quiere ovejas. *La Vanguardia*.
- Méndez, M., Prats, L., Tella, J. L., Godoy, J. A. (2011a). Isolation and characterization of twenty polymorphic microsatellite markers for the endangered Dupont's lark (*Chersophilus duponti*) and cross-amplification in crested lark (*Galerida cristata*) and thekla lark (*Galerida theklae*). *Conservation Genetics Resources*, 3 (1): 107-111.
- Méndez, M., Tella, J. L., Godoy, J. A. (2011b). Restricted gene flow and genetic drift in recently fragmented populations of an endangered steppe bird. *Biological Conservation*, 144 (11): 2615-2622.
- Méndez, M., Vögeli, M., Tella, J.L., Godoy, J. A. (2014). Joint effects of population size and isolation on genetic erosion in fragmented populations: finding fragmentation thresholds for management. *Evolutionary applications*, 7: 506-518.
- Mengel, R. M., Sharpe, R.S., Woolfenden, G. E. (1972). Wing clapping in territorial and courtship behavior of the Chuck-will's-widow and Poor-will (Caprimulgidae). *Auk*, 89: 440-444.
- Morales, M. B., Guerrero, I., Oñate, J. J. (2013). Efectos de la gestión agraria en las aves de los cultivos cerealistas: un proceso multiescalar. *Revista Ecosistemas*, 22: 25-29.
- Nogués-Bravo, D., Aguirre, A. (2006). Patrón y modelo de distribución espacial de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) durante el periodo reproductor en el LIC de Ablitas (Navarra). *Ardeola*, 53: 55-68.
- Pérez-Granados, C. (2016). *Estudios aplicados a la conservación de la alondra ricotí (Chersophilus duponti) en España central*. Tesis doctoral. Universidad de Alicante. 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. (2015). Nest failure owing to intraspecific agonistic behaviour in Dupont's Lark *Chersophilus duponti*. *Ornithological Science*, 14 (2): 117-121.

Pérez-Granados, C., López-Iborra, G. M., Serrano-Davies, E., Nogueras, V., Garza, V., Justribo, J. H., Suárez, F. (2013). Short-term effects of a wildfire on the endangered Dupont's Lark *Chersophilus duponti* in an arid shrub-steppe of central Spain. *Acta Ornithologica*, 48 (2): 201-210.

Pérez-Granados, C., Osiejuk, T., López-Iborra, G.M. (2016). Habitat fragmentation effects and variations in repertoire size and degree of song sharing among close Dupont's Lark *Chersophilus duponti* populations. *Journal of Ornithology*, 157: 471-482.

Pinilla Infiesta, J. (1997). Alondra de Dupont. *Chersophilus duponti*. Pp. 306-307. En: Purroy, F. J. (Coord.). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions, Barcelona. 580 pp.

Podos, J. (2001). Correlated evolution of morphology and vocal signal structure in Darwin's finches. *Nature* 409: 185-188.

Seoane, J., Justribó, J. H., García, F., Retamar, J., Rabadan, C., Atienza, J. C. (2006). Habitat-suitability modelling to assess the effects of land-use changes on Dupont's lark *Chersophilus duponti*: a case study in the Layna Important Bird Area. *Biological Conservation*, 128: 241-252.

Suárez, F. (2010a). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 525 pp.

Suárez, F. (2010b). Utilización del espacio y movimientos estacionales: Movimientos estacionales de largo alcance. pp. 115-117. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 525 pp.

Suárez, F., Del Pozo, R., García, J. T., Justribó, J. H. (2008b). Differential use of home range by Dupont's lark "*Chersophilus duponti*" in relation to cereal fields during the post-moultin period. *Ardeola*, 55: 97-102.

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

Suárez, F., García, J. T., Del Pozo, R. (2010g). Utilización del espacio y movimientos estacionales. Utilización del espacio durante el periodo post-reproductor: Muda y Post-muda. pp. 108-115. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Suárez, F., García, J. T., Garza, V. (2010d). Capturas, razón de sexos, biometría, masa corporal y muscular y muda: Forma del ala. pp. 58-62. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Suárez, F., García, J. T., Garza, V., Calero-Riestra, M. (2010c). Capturas, razón de sexos, biometría, masa corporal y muscular y muda: Variaciones en la biometría de los machos entre las poblaciones ibéricas y norteafricanas. pp. 62-66. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Suárez, F., García, J. T., Sampietro, F. J., Garza, V. (2006). The non-breeding distribution of Dupont's Lark *Chersophilus duponti* in Spain. *Bird Conservation International*, 16: 317-323.

Suárez, F., Garza, V. (1989). La invernada de la Alondra de Dupont, *Chersophilus duponti*, en la Península Ibérica. *Ardeola*, 36: 107-110.

Suárez, F., Garza, V., García, J. T. (2010a). Capturas, razón de sexos, biometría, masa corporal y muscular y muda: Diferencias biométricas entre sexos. pp. 51-54. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Suárez, F., Garza, V., García, J. T., Justribó, J. H. (2010b). Capturas, razón de sexos, biometría, masa corporal y muscular y muda: Variaciones en la biometría de los machos entre regiones ibérica y entre regiones de Marruecos. pp. 54-58. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 525 pp.

Suárez, F., Garza, V., García, J. T., Justribó, J. H., Carriles, E., Oñate, J. J., Calero-Riestra, M., Hervás, I. (2010f). Usos y selección de hábitat. Estructura del hábitat durante el periodo reproductor: diferencias entre España y Marruecos y sus regiones. pp. 123-131 En: F. Suárez (Ed.) *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 525 pp.

Suárez, F., Garza, V., Justribó, J. H., Carriles, E. (2010e). El censo actual: distribución, poblaciones y conservación. I. Castilla y León. Síntesis de Castilla y León. pp. 219-223. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 525 pp.

Suárez, F., Hervás, I., Herranz, J. (2009a). *Las alondras de España peninsular*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Suárez, F., Justribó, J. H., Oñate, J.J., Calero-Riestra, M., Garza, V., Hervás, I., Viñuela, J., Pérez-Tris, J., García, J. T. (2008a). La alondra ricotí en el norte de África: paleogeografía y estado de conservación. *Quercus*, 263: 26-34.

Suárez, F., Sáez-Royuela, S. (1983). Evolución invernal de las comunidades de aves de dos medios estepáricos del Valle del Ebro. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 67-73.

Suárez-Seoane, S., Osborne, P. E., Baudry, J. (2002). Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation*, 105: 333-344.

Svensson, L., Mullarney, K., Zetterström, D. (2010). *Collins Bird Guide*. 2nd Edition. HarperCollins. London, England.

Talabante, C., Aparicio, A., Aguirre, J. L., Peinado, M. (2015). *Avances en el estudio de la alimentación de adultos de alondra ricotí (Chersophilus duponti) y la importancia de los escarabajos coprófagos*. I Workshop Nacional de la alondra ricotí *Chersophilus duponti*: Estrategias futuras. Estación Ornitológica de Padul, Granada. 13 junio 2016.

Tella, J. L., Vögeli, M., Serrano, D. Y., Carrete, M. (2005). Status of the threatened Dupont's lark in Spain: overestimation, decline and extinction of local populations. *Oryx*, 39: 1-5.

Tellería, J. L., Asensio, B., Díaz, M. (1999). *Aves Ibéricas. II. Paseriformes*. J. M. Reyero, Madrid. 232 pp.

Tucker, G. M., Heath, M. F. (2004). *Birds in Europe*. BirdLife International, Cambridge.

Vögeli, M., Laiolo, P., Serrano, D., Tella, J. L. (2008). Who are we sampling? Apparent survival differs between methods in a secretive species. *Oikos*, 117 (12): 1816-1823.

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. *Biology Letters*, 7: 954-957.

Vögeli, M., Serrano, D., Méndez, M., Tella, J. L. (2016). Morphological variation in the specialist Dupont's Lark *Chersophilus duponti*: geographical clines vs. local ecological determinants.

Journal of Ornithology: 1-14.

Vögeli, M., Serrano, D., Pacios, F., Tella, J. L. (2010). The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biological Conservation*, 143: 1057-1067.

Vögeli, M., Serrano, D., Tella, J. L., Méndez, M., Godoy, J. A. (2007). Sex determination of Dupont's lark *Chersophilus duponti* using molecular sexing and discriminant functions. *Ardeola*, 54: 69-79.

Whiklo, T. M., Duncan, J. R. (2012). Occurrences of wing clapping behavior in Barred Owls (*Strix varia*). *Journal of Raptor Research*, 46: 413-416.

Wolff, A., Paul, J., Martin, J., Bretagnolle, V. (2001). The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the little bustard. *Journal of Applied Ecology*, 38: 963-975.

Yanes, M. P. (2000). *La depredación en nido de aláudidos almerienses*. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería. Almería. 145 pp.

Yanes, M., Herranz, J., Manrique, J., Del Moral, J. C., Suárez, F. (1997). La orientación de los nidos de passeriformes esteparios. *Doñana Acta Vertebrata*, 24 (1-2): 210-217.

Yanes, M., Herranz, J., Suárez, F. (1997). Facultative nest-parasitism among Iberian shrubsteppe passerines. *Bird Study*, 43 (1): 119-123.