



UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

Programa de doctorado en Biodiversidad y Biología Evolutiva

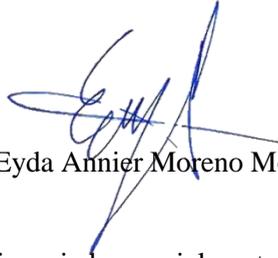
**ECOLOGÍA DE LAS CURRUCAS MEDITERRÁNEAS EN
AMBIENTES NATURALES Y AGRÍCOLAS DEL ESTE DE
LA PENÍNSULA IBÉRICA.**

**Tesis doctoral presentada por
Eyda Annier Moreno Mosquera**

**Dirigida por
Juan Salvador Monrós González**

Mayo del 2018

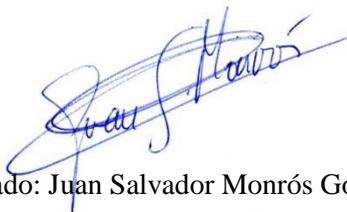
Tesis titulada “Ecología de las currucas mediterráneas en ambientes naturales y agrícolas del este de la península ibérica” presentada por Eyda Annier Moreno Mosquera para optar al grado de Doctora en Biodiversidad y Biología Evolutiva por la Universitat de València.



Firmado: Eyda Annier Moreno Mosquera

Este trabajo ha sido financiado parcialmente por una Beca para estudios doctorales concedida a EYDA ANNIER MORENO MOSQUERA, por el Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (Colciencias) y La Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”.

Tesis dirigida por el Doctor en Ciencias Biológicas por la Universitat de València, JUAN SALVADOR MONRÓS GONZÁLEZ.



Firmado: Juan Salvador Monrós González

Profesor Titular de Ecología del Departament de Microbiologia i Ecologia, e Investigador del grupo de Ecología de Vertebrados Terrestres del Instituto *Cavanilles* de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universitat de València.

AGRADECIMIENTOS

En este apartado de mi tesis doctoral espero dar las gracias a cada una de esas personas que con mayor o menor intensidad, aportaron un grano de arena para que este proyecto de vida se hiciera realidad.

En primer lugar, quiero agradecer a Dios por darme la fuerza para seguir y ser constante hasta alcanzar mi objetivo. A mi familia por haberme apoyado en la decisión de viajar e iniciar mis estudios doctorales en un lugar lejano. Quiero decirles que aunque no estuvieron conmigo en presencia, fueron mi fortaleza en muchas ocasiones. A mi esposo José Alexander Bonilla Flórez por su apoyo incondicional en todo este proceso. Por ser mi compañero en esas caminatas interminables y en esos recorridos en tren que nos permitieron conocer esta hermosa provincia de valencia.

A mi director de tesis el doctor Juan Salvador Monrós González, por su gestión y orientación durante todo el proceso, y por su paciencia en el desarrollo de todas y cada una de las actividades necesarias para conseguir este logro.

Al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (Colciencias)- Colombia, por el crédito beca que me fue otorgado, el cual hizo posible mi desplazamiento y estancia durante todo este tiempo de estudio. A la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”-Colombia, por el apoyo y confianza depositado en mí durante la realización de mí estudio doctoral.

A la doctora Alicia Mena Marmolejo por su constante apoyo y ánimo durante los momentos de debilidad. A Silvia, Kary, Leider, Pepe y Rubén por su apoyo en el campo. Finalmente quiero agradecer a los “vergatarios ecológicos” especialmente a Marjorie, Mariela, Carla y Maikol por los espacios académicos que fueron una fuente de conocimiento, y por esos momentos de distracción y compartir que hicieron más fácil mi vida social en esta ciudad.

A todos los nombrados y a los que se me han escapado mil y mil gracias, sin ustedes no hubiera sido posible este proceso.

Valencia, Mayo del 2018

INDICE GENERAL

CAPÍTULO I.	1
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
CAPÍTULO II.....	15
MÉTODOLOGIA GENERAL.....	15
ÁREA DE ESTUDIO	17
ESPECIES ESTUDIADAS	19
<i>Sylvia atricapilla</i> Linnaeus, 1758.....	19
<i>Sylvia cantillans</i> Pallas, 1764.....	21
<i>Sylvia melanocephala</i> Gmelin, 1789.....	22
<i>Sylvia undata</i> Boddaert, 1783.	23
MÉTODOS.....	25
CAPÍTULO III.	29
SELECCIÓN DE HÁBITAT REPRODUCTIVO DE TRES ESPECIES SIMPÁTRICAS DE CURRUCAS MEDITERRÁNEAS EN EL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.....	29
INTRODUCCIÓN.....	31
MÉTODO	33
RESULTADOS	39
DISCUSIÓN.....	43
CAPÍTULO IV.	49
EFFECTO DE LA ESTRUCTURA VEGETAL SOBRE LA DENSIDAD POBLACIONAL DE CURRUCAS MEDITERRÁNEAS EN EL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.....	49
INTRODUCCIÓN.....	51

MÉTODO	53
RESULTADOS	57
DISCUSIÓN.....	64
CAPÍTULO V.....	73
OCUPACIÓN INVERNAL DE CULTIVOS DE NARANJOS POR LA CURRUC A CAPIROTADA (<i>Sylvia atricapilla</i>) EN EL SURESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.	73
INTRODUCCIÓN.....	75
MÉTODO	77
RESULTADOS	81
DISCUSIÓN.....	84
CAPÍTULO VI.	89
BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA REPRODUCTIVA DE LA CURRUC A CABECINEGRA, (<i>Sylvia melanocephala</i>) EN AGROECOSISTEMAS DEL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.	89
INTRODUCCIÓN.....	91
MÉTODOS	93
RESULTADOS	96
DISCUSIÓN.....	101
CONCLUSIONES FINALES.....	107
REREFENCIAS BIBLIOGRÁFICA	113
.....	113

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de los tipos de vegetación muestreados en las áreas de estudio.	37
Tabla 2. Abundancia y frecuencia relativa del número de contactos de individuos por especie.	39
Tabla 3. Matrices de clasificación simplificada de las especies, comparando la proporción de individuos registrados por tipo de vegetación, con la proporción de la vegetación muestreada en Carcaixent. Se indica la preferencia con más (+) y el rechazo con menos (-) y el doble símbolo representa que la desviación fue significativa ($p < 0,05$).	41
Tabla 4. Matrices de clasificación simplificada de las especies, comparando la proporción de individuos registrados por tipo de vegetación, con la proporción de vegetación muestreada en Alcoy. Se indica la preferencia con más (+) y el rechazo con menos (-) y el doble símbolo representa que la desviación fue significativa ($p < 0,05$).	42
Tabla 5. Modelización de la probabilidad de ocurrencia de las curruacas usando las características del hábitat. Estimación de los parámetros (K , $AICc$ y Δ_i) y peso (w_i) de los modelos evaluados. Cobertura = C ; Altura = A y Dominancia vegetal = D	43
Tabla 6. Valores medios y desviación típica (DS) de las variables de vegetación evaluadas en los hábitats muestreados. Los test estadísticos y su significancia (p) indican si hay diferencias entre las variables en los hábitats.	56
Tabla 7. Número de observaciones de las especies de curruca estudiadas (N) y densidad (D) derivada de la función de detección global entre los hábitats muestreados. Coeficiente de variación basado en el modelo (%CV), los	

grados de libertad del mismo (Df) y el valor de criterio de información de Akaike corregido (AICc).....	58
Tabla 8. Correlación de la varianza entre los factores (F) de los ACC por estación (primavera e invierno).....	62
Tabla 9. Estimación del Modelo Lineal Generalizado (MLG) por especie, producto de la relación entre la densidad de las currucas, las variables de vegetación y los tipos de hábitat.....	63
Tabla 10. Media \pm desviación típica de las variables estudiadas, y estadístico de la variación entre los cultivos ocupados y no ocupados por curruca capirotada.	81
Tabla 11. Media \pm desviación típica de los índices de la vegetación de cada cultivo y estadísticos de la variación.....	82
Tabla 12. Descripción de la biología reproductiva de la curruca cabecinegra <i>S. melanocephala</i> en los hábitats muestreados.....	97
Tabla 13. Parámetros reproductivos (%) de la curruca cabecinegra, <i>Sylvia melanocephala</i> en agroecosistemas.....	98
Tabla 14. Valores medios \pm desviación típica y p-valor de las variables de selección de micro-hábitats y características del nido evaluadas.	101

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Escalas espaciales para el estudio de hábitats aviáres. Tomado de Block y Brennan (1993). Modificado con la inclusión de conceptos utilizados en el estudio de hábitat (Jones, 2001).	4
Figura 2. Vista jerárquica del proceso de selección de hábitat para un ave migratoria. Elección de la región donde establecerse (A), de un tipo de vegetación en particular (B), y finalmente, un sitio de percha (C) (Tomado de Hutto, 1985).....	6
Figura 3. Preferencia de hábitat del género <i>Sylvia</i> en el Mediterráneo. Tomado de Shirihai <i>et al.</i> (2001).....	10
Figura 4. Mapa de distribución y tendencia poblacional de <i>S. atricapilla</i> . Fuente de los datos: EBCC /RSPB /BirdLife estadística países bajos.	20
Figura 5. Mapa de distribución y tendencia poblacional de <i>S. cantillans</i> . Fuente de los datos: EBCC / RSPB /BirdLife estadística países bajos.	22
Figura 6. Mapa de distribución y tendencia poblacional de <i>S. melanocephala</i> . Fuente de los datos: EBCC / RSPB / BirdLife / estadística países bajos.....	23
Figura 7. Mapa de distribución y tendencia poblacional de <i>S. undata</i> Fuente de los datos: EBCC/ RSPB /BirdLife estadística países bajos.	24
Figura 8. Representación gráfica la disposición de los transectos de vegetación en el transecto de escucha de las aves, y la estimación de las intercepciones (cobertura) de cada planta (A). Registro fotográfico de los hábitats muestreados (B); a la izquierda se muestra una fotografía de una zona de matorral muestreada y a la derecha una imagen de la medición de la cobertura de la vegetación.....	26

Figura 9. Fotografía del muestreo de nidos en el hábitat natural (matorral) y cultivo. A) registros de las variables de selección de sitios de nidificación. B). nido encontrado en el hábitat natural. C). nido encontrado en cultivo. ...	27
Figura 10. Ubicación de las zonas de muestreo. A) Parque Natural del Carrascal de la Font Roja, Alcoy. B) Paraje Natural Municipal de la Parra Hort de Soriano, Carcaixent.	34
Figura 11. Selección de hábitat por las especies de currucas (A) en Carcaixent y (B) en Alcoy.	40
Figura 12. Localización geográfica de la Provincia de Valencia y distribución de los transectos por hábitats.	54
Figura 13. Media y desviación típica de la densidad (ind/ha) de las especies de currucas identificadas en los hábitats muestreados (a : primavera; b : invierno).	59
Figura 14. Media y desviación típica de las variables de hábitat evaluadas en los sitios de muestreo.	59
Figura 15. Proyección de la asociación entre la densidad poblacional de las especies de currucas (cuadrado) con las características de la vegetación (círculo negro) y los tipos de hábitat evaluados (círculo blanco). A= primavera, B = invierno.	61
Figura 16. Localización geográfica de la Provincia de Valencia en España. Los puntos negros muestran la distribución de los cultivos en el área.	79
Figura 17. Comparación de la media y desviación típica de la abundancia de la curruca capirotada entre cultivos (A) y años (B).	82
Figura 18. Relación entre la abundancia de la curruca capirotada y la riqueza, equitatividad y abundancia de la vegetación en el cultivo homogéneo (A, C y E) y heterogéneo (B, D y F).	83
Figura 19. Fenología reproductiva de la curruca cabecinegra en los hábitats. Los números indican los porcentajes de nidos encontrados cada mes.	97

Figura 20. A). Supervivencia de los nidos de la curruca cabecinegra en el área de estudio. B). Valor medio de la supervivencia diaria de los nidos. La línea punteada indica la mediana de supervivencia representada con el percentil 50 de la distribución. 99

Figura 21. Nidos activos de la curruca cabecinegra en cultivo: (A) nido con huevos en naranjo y (B) nido con pollos en naranjo. Y en hábitat natural: (C) nido con huevos en romero y (D) nido con pollos. 100

RESUMEN

En la presente tesis doctoral se investigan cuatro especies de curruca mediterráneas, la curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*), curruca carrasqueña (*S. cantillans*), curruca cabecinegra (*S. melanocephala*) y curruca rabilarga (*S. undata*); concretamente se estudió su ecología en ambientes naturales y agrícolas del este de la Península Ibérica. En ella se describe la selección y preferencia de hábitat que realizan las especies, así como aspectos de su biología reproductiva. Los objetivos específicos van dirigidos a: 1) determinar la selección de hábitat realizada por las curruca durante su periodo reproductivo, y cómo es dicha selección con la presencia de especies congéneres en ecosistemas mediterráneos, 2) evaluar el posible efecto de las características de la vegetación en la selección de hábitat realizada por las curruca, y comparar su densidad en diferentes hábitats y estaciones, 3) evaluar la ocupación invernal de cultivos de naranjo por la curruca capirotada, y examinar el rol de la estructuración vegetal del cultivo en la distribución y la abundancia de la especie, y 4) describir aspectos de la biología y ecología reproductiva de la curruca cabecinegra tales como la fenología reproductiva, el tamaño de puesta, el éxito reproductivo, la supervivencia y la selección de micrositios de nidificación.

La determinación de la selección de hábitat realizada por las especies, los tipos de vegetación y su disponibilidad se realizó con la ayuda de sistemas de información geográfica. La detección de los machos por especie se llevó a cabo mediante muestreos de puntos de conteo. Estudiamos la proporción de los hábitats usados y no usados a través de un análisis de composición. Encontramos que la preferencia en la selección de una determinada

vegetación es específica de la especie de curruca. La curruca cabecinegra seleccionó matorral de pinos y matorral denso y abierto, mientras que la curruca rabilarga prefirió matorral abierto y matorral pinar denso; contrariamente la curruca carrasqueña no mostró una selección positiva por ninguno de los hábitats utilizados. El análisis de composición mostró diferencias significativas en el uso de la vegetación entre las tres especies. Nuestros resultados ponen de manifiesto que las especies de currucas estudiadas hacen una selección heterogénea de la vegetación. Esta selección está determinada por los requisitos específicos de cada especie y está relacionada con una estructura de hábitat dada.

Para evaluar el efecto de la estructura vegetal sobre la densidad poblacional de currucas, durante la primavera e invierno del 2015 y 2016 se realizaron transectos lineales en hábitats naturales y cultivos. Adicionalmente, mediante el método de punto de intersección se obtuvo información de la altura, cobertura y riqueza de la vegetación presente en cada transecto. Se detectaron 2140 individuos. La curruca cabecinegra y la curruca rabilarga fueron más abundantes en primavera, mientras que la curruca capirotada lo fue en invierno. El análisis multivariado muestra similar asociación de la densidad de las especies con las variables de hábitat evaluadas en primavera y en invierno. Sin embargo, las especies de curruca mostraron diferentes relaciones con las variables analizadas. En este caso, los resultados sugieren que la segregación microespecífica que realizan las especies de currucas mediterráneas permite explicar su coexistencia. Pero a nivel de tipos de vegetación la selección que realizan especies flexibles como la curruca cabecinegra puede variar con relación al nicho disponible, mientras que en especies más especialistas, como la curruca rabilarga, la selección se mantiene a nivel espacial.

A partir de los datos tomados en invierno, se evaluó la ocupación invernal del cultivo de naranjo por la curruca capirotada. Se encontró que la especie ocupó el 75% de los cultivos, y que la estructura vegetal entre los cultivos ocupados y no ocupados no presentó diferencias significativas, aunque sí varió en relación a la altitud. La abundancia de la curruca capirotada no varió significativamente en relación al tipo de cultivo (homogéneo y heterogéneo), ni entre años. Además, la relación entre la estructuración vegetal de los cultivos y la abundancia de la especie presentaron tendencias similares, aunque no llegaron a ser estadísticamente significativas. Los resultados son consistentes con estudios previos en donde la altitud tiene efectos negativos en la presencia de esta especie; y la complejidad del cultivo a pequeña escala podría no ser muy importante para explicar la abundancia de la curruca capirotada en sistemas agrícolas perennes mediterráneos como los naranjales.

Para describir la biología y ecología reproductiva de la curruca cabecinegra durante las temporadas del 2016 y 2017, se localizaron 7 nidos en el hábitat natural y 52 nidos en cultivos tradicionales y cultivos intensivos. El período reproductivo de la especie se extendió desde finales de marzo hasta julio. El tamaño medio de puesta de las nidadas varió entre 3,3 y 3,6 huevos de media por hábitat. Los parámetros reproductivos mostraron una mayor viabilidad (78%) de los nidos en el hábitat natural, contrario a la fertilidad (91%) y éxito reproductivo (56%) que fueron mayores en el cultivo tradicional, pero no se encontraron diferencias significativas entre hábitats. La probabilidad de supervivencia diaria del nido de la curruca cabecinegra durante el estudio fue del 23%, y la depredación fue la principal causa de pérdida de los nidos. Se encontraron diferencias significativas entre el hábitat natural y el cultivo en la altura de la planta seleccionada para construir el nido, la altura del nido en la planta, la distancia del nido al centro, el grosor y la longitud del nido; mientras que en las otras variables evaluadas no hubo diferencias. Nuestros

resultados sugieren que el comportamiento reproductivo de la curruca cabecinegra varía conforme a las condiciones específicas de cada microhábitat, y que la depredación es un factor muy importante en la determinación del éxito reproductivo de la especie en el cultivo.

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN GENERAL



Foto: Pep Cantó



Foto: Eyda Moreno



Foto: Guillermo



Foto: Eyda Moreno



Foto: Carlos Mompó



Foto: Eyda Moreno



Foto: Juan Monrós



Foto: Eyda Moreno

*Mosaico en el que se incluyen las especies de currucas estudiadas, los hábitats muestreados y evidencias reproductivas de **Sylvia melanocephala**.*

Aspectos conceptuales

El estudio de la ecología de las especies encierra el análisis de un sin número de variables que aportan datos importantes sobre los factores que afectan a sus poblaciones, y que a la vez están estrechamente relacionadas con el espacio donde viven. Dicho espacio en ecología recibe el nombre de hábitat, aunque su definición al igual que la forma de abordar su estudio a menudo es vaga (Block y Brennan, 1993; Hall *et al.*, 1997; Jones 2001). Una definición del concepto es la que entiende que el hábitat de un organismo está determinado por los recursos y condiciones presentes en el área que propician su ocupación por las especies, la supervivencia de sus individuos y su reproducción (Hall *et al.*, 1997; Rowston *et al.*, 2002; Finlayson *et al.*, 2008). En el presente trabajo abordaremos el concepto de hábitat, como el lugar que ocupa una especie (Fretwell y Lucas, 1970), el cual está determinado por los recursos y condiciones presentes que influyen en su supervivencia y reproducción (Hall *et al.*, 1997). De este modo, el concepto puede ser permutable y atribuido a diferentes escalas de observación (Block y Brennan, 1993) (Figura 1).

El hecho de que un individuo viva e interactúe en un sitio puede sugerir que ese lugar cumple los requerimientos que este o su grupo necesitan (Scott y Dunstone, 2000). Sin embargo, la ocupación de un hábitat por una especie no quiere decir que este sea el más adecuado para vivir. Esto es debido a que no siempre las condiciones presentes en el sitio elegido por los individuos son óptimas (Pulliam, 1988). Lo anterior ha dado lugar a que se contemplen conceptos de hábitat óptimo o de alta calidad, que podemos definir como aquellas áreas que presentan las condiciones necesarias para permitir la adaptación a un lugar determinado de los individuos de una población durante periodos prolongados de tiempo (Morrison *et al.*, 1992).

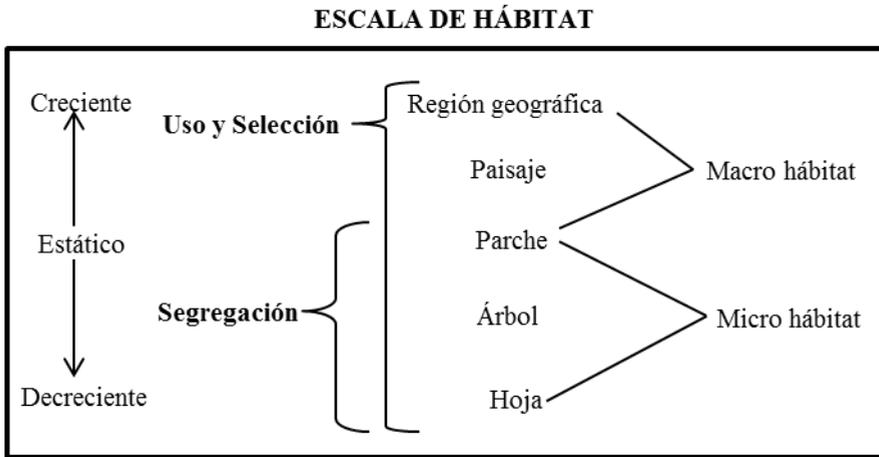


Figura 1. Escalas espaciales para el estudio de hábitats aviáres. Tomado de Block y Brennan (1993). Modificado con la inclusión de conceptos utilizados en el estudio de hábitat (Jones, 2001).

La decisión que toman los individuos de estar presente en un hábitat también se atribuye a factores evolutivos, espaciales y temporales, lo que demuestra que el hábitat es específico para la especie y puede estar compuesto por más de un tipo de ambiente, siendo este la suma de los recursos necesarios para su mantenimiento (Franklin *et al.*, 2002). Por otro lado, el uso del hábitat se refiere a la forma en que un individuo o especie lo usa para satisfacer sus necesidades vitales (Block y Brennan, 1993). Su estudio describe la distribución real de los individuos a través de los tipos de hábitats (Hutto, 1985), y por consiguiente los patrones de uso son el resultado final de los procesos de selección (Jones, 2001).

Johnson (1980) definió la selección de hábitat como el proceso por el cual un animal elige que componente de hábitat utilizar. La selección implica

elección entre las alternativas disponibles (Litvaitis *et al.*, 1994) que, cuando se realiza sobre la vegetación hace referencia a las categorías de la estructura vegetal, que no necesariamente tiene que ser equiparable al hábitat (Hall *et al.*, 1997). Sin embargo, se ha demostrado que la complejidad de la vegetación está claramente asociada con la estructura de la comunidad aviar especialmente a lo largo de los gradientes de sucesión (Willson, 1974; Skowno y Bond, 2003; Coreau y Martin, 2007).

Para Partridge (1978) la selección de hábitat se define como la elección de un tipo de lugar donde vivir. Desde el momento en que se selecciona, pasa a ser un proceso jerárquico que involucra una serie de decisiones comportamentales innatas y aprendidas que realiza el animal a diferentes escalas del ambiente (Figura 2) (Hutto, 1985). En esta selección se incluyen aspectos físicos, geográficos y ecológicos que pueden condicionar la elección (Johnson, 1980). Aunque la selección de hábitat en el sentido evolutivo, implica sopesar los costos y beneficios asociados con el uso de cada tipo de hábitat disponible, debe quedar claro que estos costos y beneficios pueden ser determinados por factores intrínsecos de cada nivel de la organización (Hutto, 1985).

Según Johnson (1980), la selección de hábitat implica seleccionar una condición determinada del hábitat (o varias) la cual es usada desproporcionadamente al resto de condiciones existentes; por ejemplo, la presencia de una especie vegetal en particular o algún factor físico específico (Rabenold y Bromer, 1989). La selección que realizan las especies puede estar influenciada por la cantidad y calidad de ambientes o elementos del paisaje, su disposición, sus posibilidades de uso efectivo y la plasticidad fenotípica de los individuos (Corriale, 2010). Así como por la estructuración poblacional u organización social de las especies presentes en un hábitat dado. Una restricción adicional importante es la presencia de especies

competidoras que pueden direccionar la selección (Cody, 1981). Aparece entonces el término de segregación, definida como el fenómeno por el cual las especies que viven en un mismo hábitat han evolucionado exhibiendo diferencias ecológicas que presumiblemente reducen la intensidad de la competencia interespecífica y, por tanto, la divergencia de caracteres les permite coexistir (Ashmole, 1968; Dayan y Simberlof, 2005).

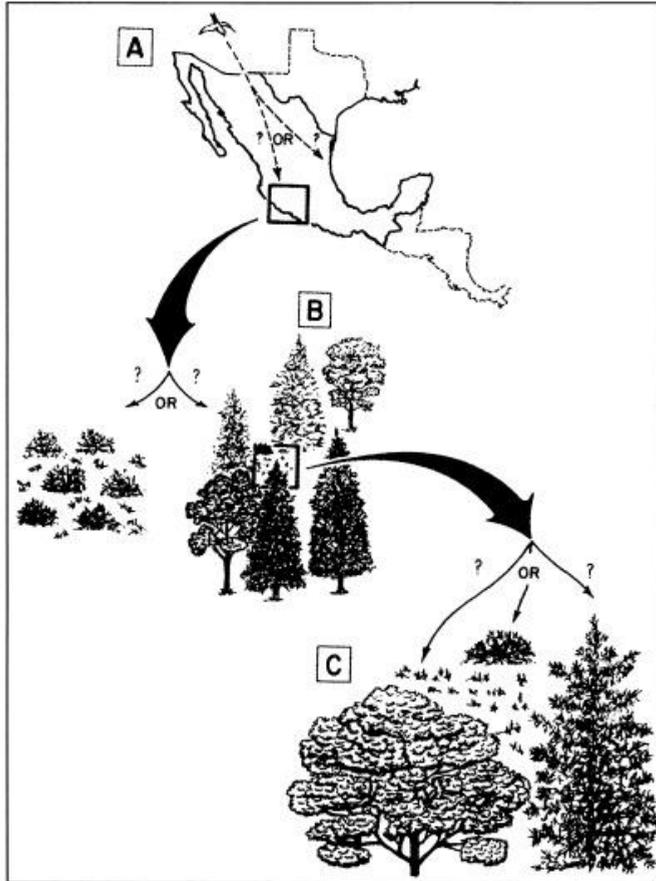


Figura 2. Vista jerárquica del proceso de selección de hábitat para un ave migratoria. Elección de la región donde establecerse (A), de un tipo de vegetación en particular (B), y finalmente, un sitio de percha (C) (Tomado de Hutto, 1985).

En este sentido, el principio de exclusión competitiva postula que se espera que las especies ecológicamente similares dividan el uso de los recursos, lo que lleva a una divergencia de nicho (Navarro *et al.*, 2013). Lack (1971) identificó tres mecanismos principales (distribución, hábitat y alimento) que las especies estrechamente relacionadas utilizan para reducir la competencia a través del aislamiento ecológico. Pero se considera que los mecanismos que permiten dicha coexistencia actúan en dimensiones horizontales, verticales o temporales, o cuando éstos se superponen, generando una diferencia en el nicho trófico (Navarro *et al.*, 2013).

La relación que las especies establecen con los hábitats al actuar como especialista o generalista, hace que las comunidades de aves aparezcan muy bien definidas a lo largo del gradiente de hábitats (Julliard *et al.*, 2006) y esto también puede contribuir a la coexistencia, al disminuir la proporcionalidad sobre el uso de un recurso específico. Así, un mayor nivel de coexistencia ocurrirá cuando las especies ocupen la misma área y esto puede implicar la segregación por altura o sustrato de forrajeo, o la selección de diferentes sitios de nidificación o reposo. En tal caso la coexistencia contribuye a aumentar la diversidad alfa del hábitat, que es favorecida por la capacidad del hábitat para albergar dicha diversidad (Loyn, 2002).

El hecho de que las especies presentes en un hábitat se reproduzcan en él, puede ser considerado una prueba de la selección. Las aves se reproducen en la época del año que en términos evolutivos confiere mayor probabilidad de éxito, es decir cuando el medio aporta los recursos suficientes para sacar adelante la descendencia (Potti y Moreno, 1996). Es por ello que estudiar la reproducción de las especies es el principal paso para entender su dinámica poblacional, pues con ella se describe su comportamiento reproductivo, la contribución genética de los individuos y las amenazas a las que se enfrentan las especies; además de ayudarnos a entender los patrones de distribución

geográfica, y a plantear posibles estrategias para su conservación (Snow, 1955; Potti y Moreno, 1996). Para reproducirse las aves necesitan diversos requerimientos que varían entre especies. Es allí en donde la aptitud biológica o “fitness reproductivo” que se traduce en la selección de un hábitat apropiado, la consecución de territorio y pareja, la competencia espermática, la optimización del tamaño de los huevos y pollos, el cuidado parental, la defensa contra parásitos y depredadores, etc., cumplen un papel muy importante (Potti y Moreno, 1996). Entre los factores que influyen en la decisión que toman las especies de iniciar la reproducción en un momento determinado se citan como comunes la temperatura, la disponibilidad de alimento y la selección de micrositos de nidificación (Snow, 1955; Moreno, 2004).

Por otro lado, el deterioro de los hábitats naturales ha llevado a muchas especies de aves a reproducirse en ambientes antrópicos (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Clutton-Brock, 1986; Holmes y Austad, 1995). Esto puede ser considerado como una evidencia de adaptación, pues implica la aparición de nuevas estrategias en el comportamiento de las aves a la hora de elegir un tipo de hábitat, e incluso su biología reproductiva se ve modificada por el tipo de hábitat seleccionado (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Clutton-Brock, 1986; Holmes y Austad, 1995).

¿Qué pasa con las currucas mediterráneas? El caso puntual de las especies objeto de estudio.

Los ecosistemas mediterráneos son ricos en especies y hábitats, sin embargo, en las últimas décadas la presión humana está aumentando sobre todo en zonas bajas y costeras, mientras que las zonas montañosas e insulares están siendo abandonadas (Sokos *et al.*, 2013). Indirectamente, el establecimiento

de la actividad agrícola ha estado siempre asociado a cambios en la estructura vegetal del bosque alterando al menos los niveles de temperatura, humedad, luz y viento (Sekercioglu, 2002). De ahí que la modificación del paisaje afecte a la riqueza y abundancia de entre otros organismos, las aves (Heikkinen *et al.*, 2004), así como al número y diversidad de nichos que condicionan la abundancia local de gremios o especies que utilicen recursos similares (De la Montaña *et al.*, 2006).

En ambientes mediterráneos la influencia de actividades humanas como la deforestación, la presencia frecuente de incendios y la ganadería, han reducido drásticamente la complejidad de los hábitats y extendido uniformemente la vegetación típica de matorral, lo que puede haber incrementado el solapamiento de nichos entre las especies del género *Sylvia* (Blondel, 1985). Los hábitats generados como consecuencia de las perturbaciones han sido ocupados por estas especies (De Los Santos *et al.*, 1986; Herrando y Brotons, 2001; Muñoz-Cobo *et al.*, 2001; Pons *et al.*, 2003; Rey, 1995; Bernat, 2012; Pons *et al.*, 2012; Castro-Caro *et al.*, 2013), y aunque su abundancia y densidad poblacional pueden variar con relación al tiempo (Pons, *et al.*, 2003; Pons y Clavero, 2010; Pons *et al.*, 2012), tipo de disturbio, frecuencia y estacionalidad, algunas especies mantienen niveles poblacionales estables (SEO/BirdLife, 2010), mientras que otras muestran una evidente susceptibilidad poblacional ligada a la frecuencia e intensidad de las perturbaciones (De La Montaña *et al.*, 2006).

Las aves de la familia Sylviidae son ideales para estudios de selección de hábitat debido a que algunas de sus especies muestran preferencias por determinados tipos de hábitats, mostrando claros gradientes de selección (Cody y Walter, 1976). Las especies del género *Sylvia* ocupan un amplio espectro de hábitats, desde el matorral mediterráneo hasta zonas boscosas en las latitudes templadas, aunque la diversidad de especies del género es más

alta en maquis mediterráneo y en la zona de transición hacia el bosque mediterráneo (Shirihai *et al.*, 2001). El éxito de la coexistencia interespecífica de las currucas se explica por la segregación ecológica, que ha sido documentada a nivel de preferencia de hábitats y la selección de microsítios de nidificación (Cody, 1981; Shirihai *et al.*, 2001; Pérez-Tris y Tellería, 2002; Schaefer y Barkow, 2004; Coreau y Martin, 2007; Polak, 2012) (Figura 3).

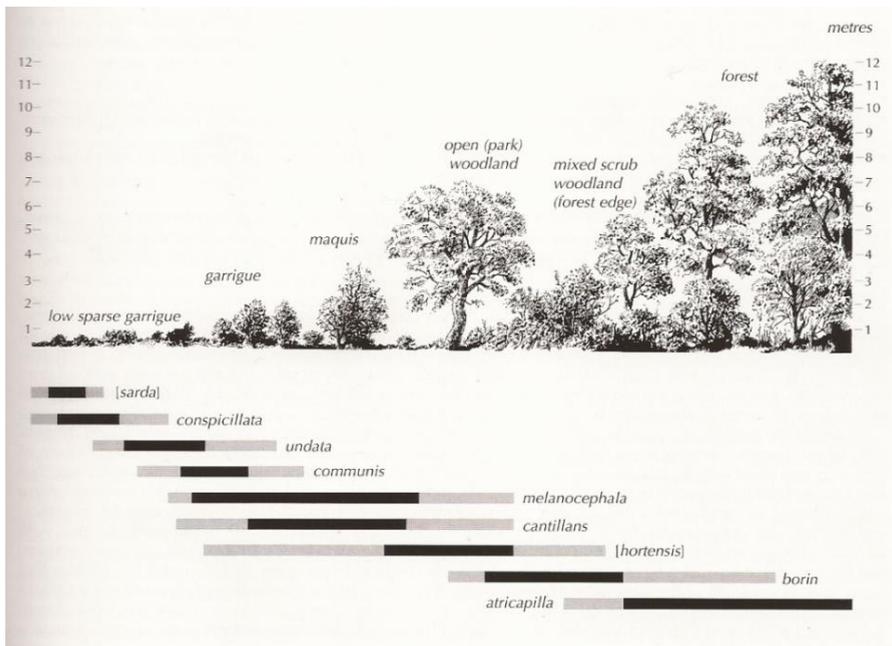


Figura 3. Preferencia de hábitat del género *Sylvia* en el Mediterráneo. Tomado de Shirihai *et al.* (2001).

Esta selección de hábitat que realizan las currucas permite identificar un amplio espectro de hábitats entre los que se incluyen ecosistemas naturales y antrópicos (Gainzarain, 1996). Tal y como tradicionalmente ha sido utilizado en ecología, el aumento del desarrollo vertical y del volumen de la vegetación tiene un efecto positivo sobre la densidad total de aves (Senar y

Borras, 2004). De modo que la estructuración vegetal parece ser un factor importante en la decisión a la hora de la selección de hábitat en este grupo de aves (Coreau y Martin, 2007). Incluso en los cultivos la presencia de cobertura vegetal en el suelo aumenta la densidad de especies del género (Castro-Caro *et al.*, 2013).

Pero también hemos de tener en cuenta que los criterios de selección de hábitat que realizan las currucas pueden variar con relación a la estación del año. Por ejemplo, en primavera, además de la disponibilidad del alimento, la cobertura de la vegetación parece ser un factor importante para la selección del hábitat reproductivo, pues es constante entre las especies el hecho de ocultar el nido y la cobertura vegetal juega un papel primordial en ello (Tellería y Pérez-Tris, 2003; Remeš, 2005). Sin embargo, en el invierno la alimentación es su prioridad (Rey, 1995; Tellería y Pérez-Tris, 2003; Chamberlain *et al.*, 2005). Por ello es posible distinguir especies en las que haya ocurrido un remplazamiento en el uso del espacio en base a este cambio en la disponibilidad de alimento (Gainzarain, 1996). Incluso especies migrantes como la curruca capirotada muestran respuesta a pequeña escala a la recolección de las aceitunas, distribuyéndose preferentemente en parches no cosechados (Rey, 1995). Además, en ambas estaciones las especies residentes deben coexistir con especies y poblaciones migrantes lo que hace que en algunos estudios se sugiera una modificación en su comportamiento de selección (Guillaumet y Prodon, 2011; Ieronymidou *et al.*, 2012). Por ejemplo, en España especies migrantes como la curruca capirotada tienden a volver año tras año al mismo sitio de invernada, demostrando fidelidad en la selección de los hábitats (Cuadrado *et al.*, 1994), aunque en una misma población de esta especie se pueden presentar estrategias residentes y transeúntes en la selección de sus hábitats invernales (Belda *et al.*, 2007).

Particularmente para las especies de curruca que incluyen frutos en su dieta, las zonas de cultivo se han convertido en un hábitat importante tanto en primavera como en invierno (De los Santos *et al.*, 1986; Rey, 1995; Muñoz-Cobo y Moreno, 2003; Rey, 2011; Castro-Caro *et al.*, 2013). En cultivos como el olivar, se ha demostrado que su aporte es muy importante para el sostén de poblaciones de curruca cabecinegra y curruca capirotada, incluso en esta última especie la densidad varía temporalmente en relación a la disponibilidad de alimento (De los Santos *et al.*, 1986).

De otro lado, en cuanto a la biología reproductiva del género, el análisis de la nidificación de las curruca revela diferencias en la ecología reproductora, pues a pesar de algunos solapamientos en el hábitat, se produce la coexistencia con éxito (Mason, 1976). Aspectos como las diferencias interespecíficas en la llegada a los lugares de cría y el momento de la temporada, o la selección de hábitats y micro-sitios de nidificación, han sido utilizados para explicar dicha coexistencia (Mason, 1976; Schaefer y Barkow, 2004; Remeš, 2005; Sunyer, 2008). Sin embargo, la biología reproductiva de la mayoría de las especies ha sido poco estudiada y en general los estudios describen solo aspectos tales como la fecha de puesta, el tamaño de puesta y el éxito reproductivo (Weidinger, 2000; Sunyer, 2008; Doleneč y Doleneč, 2011). También se han realizado algunos estudios en los que se describe brevemente la depredación como la principal causa de fracaso de nidos, siendo aves y mamíferos los mayores depredadores (Mason, 1976; Remeš, 2005; Gil-Delgado *et al.*, 2009; Polak, 2014; Zieliński y Lik, 2014). Por otro lado, solo unos pocos investigadores han evaluado el cuidado parental (Zieliński y Lik, 2014) y el ocultamiento del nido (Remeš, 2005) como estrategias para mejorar el éxito reproductivo en algunas especies del género.

Objetivos

La presente tesis doctoral pretende contribuir al conocimiento de la Ecología de las curruca mediterráneas en ambientes naturales y agrícolas del este de la Península Ibérica, describiendo el uso y selección de hábitat que realizan las especies de curruca estudiadas, así como aspectos de su biología reproductiva. Para ello se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. Determinar la selección de hábitat realizada por la curruca carrasqueña *Sylvia cantillans* Pallas, 1764, la curruca cabecinegra *Sylvia melanocephala* Gmelin, 1789 y la curruca rabilarga *Sylvia undata* Boddaert, 1783 durante su periodo reproductivo, e identificar si la selección del hábitat hecha por especies residentes se mantiene independientemente de la presencia de especies migratorias (Capítulo III).
2. Evaluar el posible efecto de las características de la vegetación sobre la densidad poblacional en invierno y primavera de la curruca capirotada *Sylvia atricapilla* Linnaeus, 1758, la curruca cabecinegra y curruca rabilarga en hábitats naturales y agrícolas (Capítulo IV).
3. Evaluar la ocupación invernal de cultivos de naranjo por la curruca capirotada, y examinar el rol de la estructuración del cultivo en la distribución y la abundancia de la especie (Capítulo V).
4. Describir aspectos de la biología y ecología reproductiva de la curruca cabecinegra como la fenología reproductiva, el tamaño de puesta, el éxito reproductor, la supervivencia y la selección de micrositios de nidificación en diferentes hábitats (Capítulo VI).

CAPÍTULO II.

MÉTODOLOGIA GENERAL



Foto: Eyda A. Moreno

Área de estudio

El estudio se realizó en la provincia de Valencia, Comunidad Valenciana, situada en el Este de la Península Ibérica, entre las comunidades de Cataluña (Tarragona) por el Norte, Murcia por el Sur y Aragón (Teruel) y Castilla-La Mancha (Cuenca y Albacete) por el Oeste. El clima dominante en la Comunidad Valenciana es el mediterráneo, uno de los climas templados que está caracterizado por un intenso y, en ocasiones, largo periodo árido estival (Urios *et al.*, 1991). Este clima presenta una marcada estacionalidad en la distribución de la temperatura y las precipitaciones, así como una alta impredecibilidad intra e interanual. En general, los veranos son calurosos y secos, lo cual genera un notable y muy característico estrés hídrico y térmico en las especies que componen los ecosistemas mediterráneos (Valladares, 2007). En la Comunidad Valenciana se distinguen variaciones en el clima dependiendo de la ubicación geográfica (litoral, montaña o sur; Castañares *et al.*, 2014). En el litoral las temperaturas son moderadas y las precipitaciones elevadas desde el otoño a la primavera, lo cual hace que muchos ecosistemas alcancen su máxima productividad en ese periodo (Valladares, 2007). Las temperaturas medias anuales oscilan alrededor de los 17°C, lo cual implica un invierno suave. En la zona montañosa del interior de la comunidad encontramos un clima más húmedo, mayor altitud y vegetación. En invierno son frecuentes las heladas e incluso los días de nieve. En el sur de Alicante se da un clima subdesértico. Las barreras que forman las cordilleras Bética y Penibética evitan la llegada de vientos húmedos, lo cual provoca muchas horas de insolación, una elevada temperatura y escasez de precipitaciones anuales (Castañares *et al.*, 2014).

Como elementos climáticos importantes en la región debe destacarse la temperatura y precipitación. La temperatura está influenciada principalmente por la altitud, la continentalidad y la latitud que apenas tienen trascendencia, la primera por el carácter litoral o prelitoral de la comunidad y la segunda porque a pesar de la forma alargada que posee el territorio, su tamaño solo permite una pequeña oscilación. La afectación de la altitud es mucho mayor, llegando a alcanzar 10°C de diferencia (Urios *et al.*, 1991). La temperatura media en los meses más fríos oscila entre los 10 y 11°C en el litoral y los 3 y 4°C en el interior (Castañares *et al.*, 2014). De otro lado, las precipitaciones tienen lugar preferiblemente en el otoño, que suponen casi la mitad de la precipitación anual en la franja costera; en primavera se da el segundo máximo absoluto en algunos puntos del interior, mientras que en verano las lluvias están prácticamente ausentes, exceptuando las tormentas conectivas de verano, siendo la época más seca del año; finalmente en invierno llega a constituirse la época de máxima precipitaciones en sectores de la serranía de Alcoy (Urios *et al.*, 1991). Las precipitaciones medias de la región se sitúan entre los 400 y los 500 mm anuales. En las regiones áridas puede bajar a los 250 mm anuales, mientras que en las zonas montañosas se pueden superar los 800 mm (Castañares *et al.*, 2014).

Los parámetros biogeográficos que caracterizan a la vegetación de la Comunidad Valenciana son de tipo corológicos y bioclimáticos, los cuales están delimitados en función de la presencia de taxones característicos de cada uno de ellos (Urios *et al.*, 1991). En la Comunidad Valenciana es característica la vegetación típica del Mediterráneo, aunque gran parte de esta vegetación natural ha sido sustituida por cultivos. No obstante, se conserva una gran variedad de vegetación. Es así como el mediterráneo húmedo se sitúa en las zonas de montaña y del interior, y está caracterizado por encinares, sustituidos a menudo por pinares y robledales. En el mediterráneo típico, el de las llanuras y parte del litoral, destaca los pinares y

el bosque bajo formado por encina *Quercus ilex* L. 1753, enebro *Juniperus oxycedrus* L. 1753, aliaga *Ulex parviflorus* Pourr 1788, y palmito *Chamaerops humilis* L. 1753. Además, se distinguen formaciones de coscoja *Quercus coccifera* L. 1753, pino carrasco *Pinus halepensis* Miller 1768, sabinares ibéricos con *Juniperus phoenicea* L. 1753 y *Juniperus thurifera* L. 1753 (Valladares, 2007). En las llanuras costeras predomina la huerta y el naranjal denso y tupido, aunque están muy alterados por el urbanismo turístico (Castañares *et al.*, 2014).

Especies estudiadas

Sylvia es uno de los géneros más numerosos dentro de la familia Sylviidae, compuesta por paseriformes insectívoros del viejo mundo (Shirihai *et al.*, 2001). Para el género se reportan 30 especies (Bairlein y Bonan, 2017) de las cuales 11 están presentes en España (IBC, 2017). En la región mediterránea ocurren de forma simpátrica hasta siete especies del género, y hasta cinco pueden ocurrir en un mismo hábitat (Shirihai *et al.*, 2001).

***Sylvia atricapilla* Linnaeus, 1758.**

Curruca capirotada.

Esta es una de las especies de *Sylvia* más conocidas, tiene un amplio rango de distribución en Europa y amplia distribución Paleártica (Voous, 1960). Su área de cría se extiende por el conjunto de Europa a excepción de Islandia, parte de Escocia, norte de Escandinavia y la parte más septentrional del continente. Hacia el sur, llega hasta el norte de África y algunas islas del Atlántico (Azores, Madeira, Cabo verde y Canarias). Por el este, se extiende hasta alcanzar Irán y el sur del Mar Caspio (Figura 4. Davis, 1967; Harrison, 1982; Simms, 1985). La especie prefiere claramente hábitats forestales, especialmente bosques planifolios; en la región mediterránea esta relegada a ambientes más umbríos, frescos y húmedos, como es el caso de los bosques de galería (Martí y Del Moral, 2003), aunque en el resto de su área de

distribución está presente en tierras de cultivo, plantaciones, jardines urbanos, bosque boreal, subtropical seco, húmedo montano y templado, sabanas, matorrales mediterráneos y subtropicales (BirdLife International, 2017). La curruca capirotada cría desde tierras bajas hasta altas elevaciones en donde selecciona áreas boscosas con matorrales altos, matorrales mixtos y bastante densos, principalmente de hoja ancha; también selecciona bosques ribereños, parques, plantaciones y jardines (Shirihai *et al.*, 2001). En Europa, las tendencias de esta especie entre 1980 y 2013 muestran que las poblaciones han sufrido un incremento moderado (BirdLife International, 2015), y la especie está categorizada como de preocupación menor (BirdLife International, 2017). En España la población reproductora de la especie en el 2006 fue de unos 5.230.000 individuos (Carrascal y Palomino, 2008), y no se tienen registros actualizados de la población invernante (SEO/BirdLife, 2012). Sin embargo, hasta el 2015 se registra un incremento moderado (SEO/BirdLife, 2016).

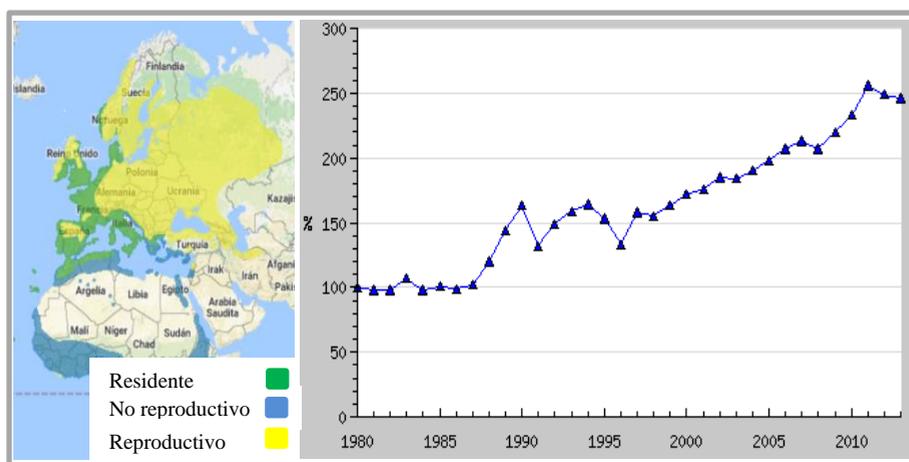


Figura 4. Mapa de distribución y tendencia poblacional de *S. atricapilla*. Fuente de los datos: EBCC /RSPB /BirdLife estadística países bajos.

***Sylvia cantillans* Pallas, 1764.**

Curruca carrasqueña

Se extiende por la región mediterránea, e incluye la mayoría de las islas excepto Malta y Chipre. Los límites de su distribución quedan marcados por el oeste por Marruecos y la Península Ibérica, por el este por la zona más occidental de Turquía y noroccidental de Libia, por el norte por Francia, Italia, y costa del Adriático (Hagemeijer y Blair, 1997), y por el sur, la costa septentrional mediterránea de África (Marruecos, Argelia y Túnez). En España, como especie termófila, muestra su principal núcleo poblacional en la mitad sur, aunque llega a los sistemas ibéricos y central y evita casi por completo la mayor parte de la meseta norte, cordillera cantábrica, pirineos y sistema ibérico (Martí y Del Moral, 2003). En su área de distribución, la especie habita en bosque subtropical seco, sabana seca, matorral mediterráneo y subtropical (BirdLife International, 2017). Prefiere vegetación con hojas perennes, y típicamente ocurre en maquis altos, con parches de cobertura arbórea (Shirihai *et al.*, 2001). En Europa, las tendencias de las poblaciones de la curruca carrasqueña entre 1989 y 2013 han mostrado un aumento moderado (BirdLife International, 2015) y la especie está catalogada como de preocupación menor (BirdLife International, 2017). En España el tamaño poblacional medio es de unos 5.750.000 individuos (excluidas Baleares), oscilando entre 5.060.000 y 6.470.000 aves (Figura 5). Su tendencia poblacional a largo plazo ha sido irregular (Carrascal y Palomino, 2008), y hasta el 2015 muestra incremento moderado (SEO/BirdLife, 2016).

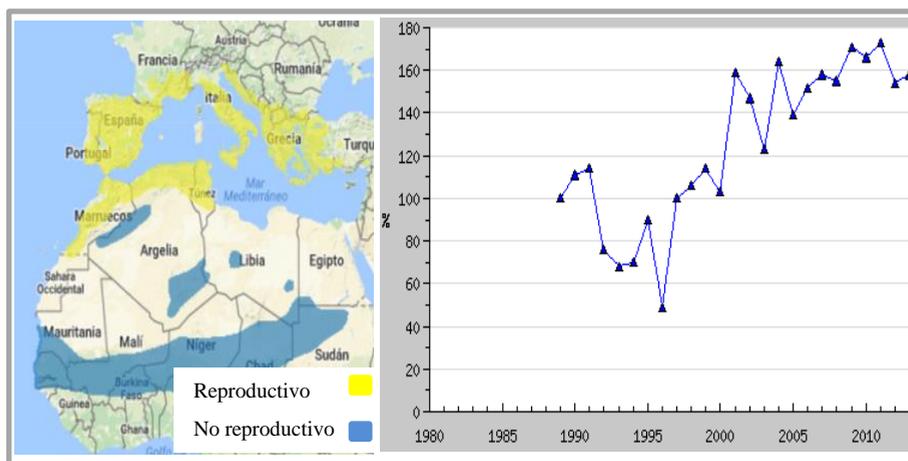


Figura 5. Mapa de distribución y tendencia poblacional de *S. cantillans*. Fuente de los datos: EBCC /RSPB /BirdLife estadística países bajos.

***Sylvia melanocephala* Gmelin, 1789.**

Curruca cabecinegra

Especie politípica de distribución estival restringida a la cuenca mediterránea dentro del paleártico occidental (Snow y Perrins, 1998) y a la costa norteafricano-atlántica. En España muestra su principal núcleo poblacional en la mitad sur, aunque llega a los sistemas ibéricos y central y evita casi por completo la mayor parte de la meseta norte, cordillera cantábrica, pirineos y sistema ibérico. Frecuente en los dos archipiélagos y en Ceuta y Melilla (Martí y Del Moral, 2003). La especie habita en vegetación arbustiva de tipo mediterráneo, plantaciones, tierras de cultivo, jardines urbanos (BirdLife International, 2017) y áreas arbóreas (Shirihai *et al.*, 2001). Se sospecha que la población está aumentando debido a una reciente expansión de su área de reproducción (BirdLife International, 2017). En Europa, las tendencias entre 1989 y 2013 fueron estables (Figura 6. BirdLife International, 2015). Su categoría de amenaza es de preocupación menor (BirdLife International, 2017). El tamaño poblacional medio de esta especie en España en 2006 era

de unos 10.090.000 individuos (entre 8.760.000 y 11.520.000 aves), y el 72% de toda la población nacional se concentra en dos únicas comunidades autónomas: Andalucía (48%; 4.790.000 individuos) y Comunidad Valenciana (24%; 2.420.000; Carrascal y Palomino, 2008). En la actualidad su tamaño poblacional es estable (SEO/BirdLife, 2016).

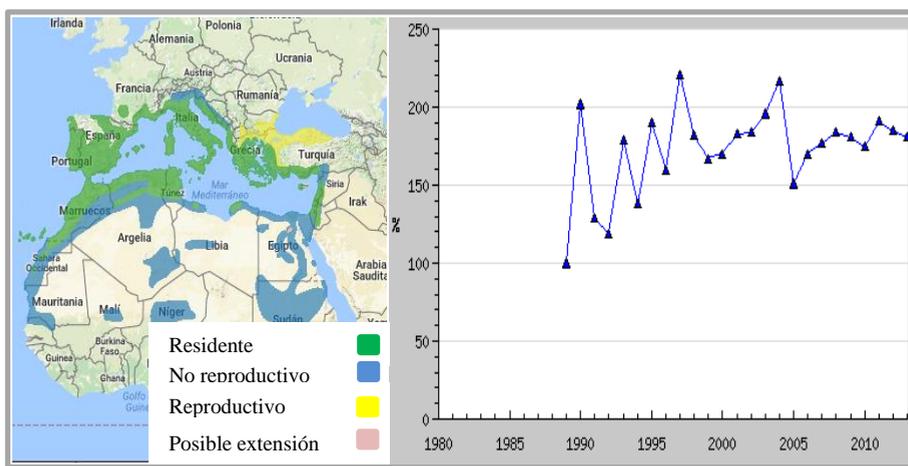


Figura 6. Mapa de distribución y tendencia poblacional de *S. melanocephala*. Fuente de los datos: EBCC / RSPB / BirdLife / estadística países bajos.

Sylvia undata Boddaert, 1783.

Curruca rabilarga

Esta especie tiene una distribución típicamente mediterránea, ocupando gran parte de la Península ibérica, zonas templadas del oeste y sur de Francia, islas tirrénicas, Península Italiana y franjas costeras del Magreb (Figura 7. Hagemeyer y Blair, 1997), encontrándose además en el sur de Gran Bretaña (Martí y Del Moral, 2003). En España está bien distribuida por zonas de matorral de toda la península, ocupando extensa y uniformemente las regiones de influencia mediterránea y las zonas térmicas de influencia atlántica como Galicia y occidente de Asturias (Martí y Del Moral, 2003).

En su área de distribución habita matorrales mediterráneos y templados, matorrales intermareales marinos, praderas y plantaciones (BirdLife International, 2017). Prefiere la cubierta uniforme y baja de monte esclerófilo costero mediterráneo desde brezales costeros al alpino. También se encuentra en maquis bajos y monte más arbóreo, o plantaciones de pino con sotobosque (Shirihai *et al.*, 2001). Las tendencias poblacionales de la especie producidas por el Programa de Seguimiento de Aves Comunes Paneuropea sugiere que se redujo en un 32% durante el período de 1980 a 2012 y en un 24% durante el período 2003-2012 (Figura 7. BirdLife International, 2015). Esta especie fue catalogada en el 2016 como casi amenazada, y entre sus principales amenazas se reporta los cambios agrícolas (BirdLife International, 2017). En España en el 2006 la estimación poblacional media (excluidas Baleares), con un amplio rango de variación (58%), era alrededor de 1.320.000 individuos (entre 983.000 y 1.750.000; Carrascal y Palomino, 2008). Los censos de la especie hasta el 2015 muestran un declive moderado de sus poblaciones (SEO/BirdLife, 2016).

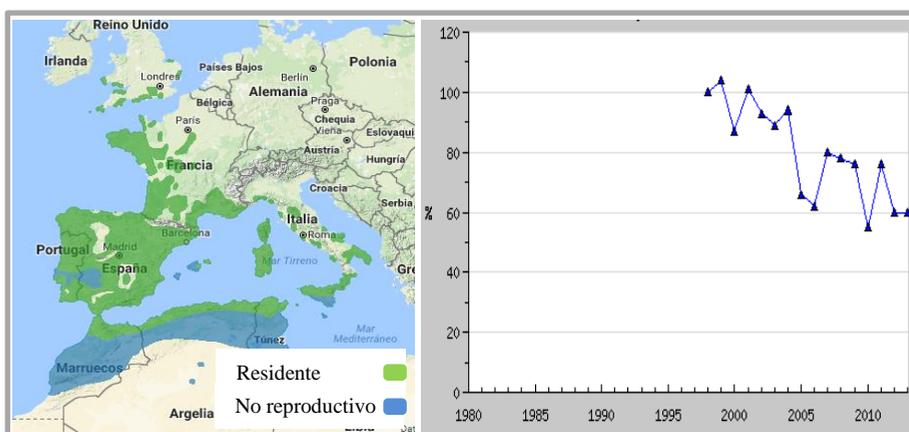


Figura 7. Mapa de distribución y tendencia poblacional de *S. undata* Fuente de los datos: EBCC RSPB BirdLife estadística países bajos.

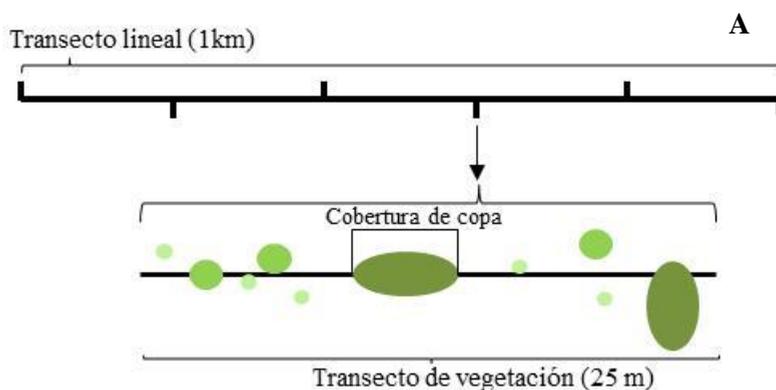
MÉTODOS

Los muestreos fueron llevados a cabo en primavera e invierno entre 2014 y 2017. En el estudio de selección de hábitat, la cartografía de la cubierta vegetal se realizó a partir de la interpretación de imágenes satelitales tomadas de Google Earth Pro versión 6.2.9200.0. Las imágenes fueron mapeadas a escala 1:11000 con el programa QGIS versión 2.1. (QGIS, 2016). Las aves se registraron mediante puntos de conteo y transectos (Bibby *et al.*, 1992). En los puntos, los contactos de los individuos de cada especie se llevaron a cabo entre marzo y mayo del 2014 y 2015. Se realizaron un total de 16 salidas, ocho por zona y cuatro por año.

Para registrar la densidad de los machos de curruca en el área de estudio en primavera e invierno, se trazaron 120 transectos lineales de un kilómetro de longitud en cada estación durante 2015 y 2016, distribuidos a lo largo de la provincia de Valencia. Se realizaron 60 transectos en hábitat natural (matorral y/o pinar) y 60 en cultivo. En cada transecto se registraron los individuos de las tres especies de *Sylvia* que fueron seleccionadas, así como la distancia perpendicular al encuestador, datos tomados con un medidor de distancia digital. Además, con la ayuda de un GPS modelo eTrex, registramos la posición geográfica y altura sobre el nivel del mar de cada transecto.

En cada transecto lineal se levantó información sobre la vegetación presente mediante el método de punto de intercepción (Matteucci y Colma, 1982). Para ello se trazaron de forma perpendicular al transecto lineal, cinco transectos de 25 metros de longitud y se registraron los individuos (plantas) con altura superior a 30 cm que tocaron la línea (Figura 8). Entre las características de la vegetación a evaluar se tomó la cobertura (%) por

estrato vegetal a partir del cálculo de la sumatoria de las intercepciones de la especie 'a' (ΣI_a), sobre la longitud total de la línea transecto (L) por 100. Adicionalmente, con la ayuda de una cinta métrica se midió la altura en metros de cada planta y se registró cada morfotipo, para posteriormente determinar la riqueza de especies por estrato (# spp.), definida por la sumatoria de cada una de las especies correspondientes a cada estrato presente en el transecto.



B



Figura 8. Representación gráfica la disposición de los transectos de vegetación en el transecto de escucha de las aves, y la estimación de las intercepciones (cobertura) de cada planta (A). Registro fotográfico de los hábitats muestreados (B); a la izquierda se muestra una fotografía de una zona de matorral muestreada y a la derecha una imagen de la medición de la cobertura de la vegetación.

Durante la toma de datos de los parámetros reproductivos de la curruca cabecinegra en los diferentes tipos de hábitats, se realizaron modificaciones en el método de muestreo de acuerdo al hábitat (Figura 9). De modo que, en cultivo, se siguió la metodología propuesta por Gil-Delgado y Escarré (1977), Gil-Delgado (1981), Gil-Delgado y Lacort (1996) y Gil-Delgado *et al.* (2005). Mientras que, en matorral, debido a la dificultad para encontrar los nidos, se realizaron seis parcelas de búsqueda 50 x 100 metros para un total de 3 hectáreas en las que se inspeccionó sistemáticamente la vegetación presente.



Figura 9. Fotografía del muestreo de nidos en el hábitat natural (matorral) y cultivo. A) registros de las variables de selección de sitios de nidificación. B). nido encontrado en el hábitat natural. C). nido encontrado en cultivo.

En cada uno de los capítulos siguientes se describe de forma amplia la metodología utilizada para el logro de los objetivos planteados. En el análisis de los datos se utilizaron diferentes programas y paquetes estadísticos de acuerdo con lo requerido en cada caso. Para el análisis composicional de hábitats, se utilizó el paquete de datos de Adehábitat (Calenge, 2006) y para

determinar el efecto de las variables de vegetación sobre la densidad de las currucas se ajustaron modelos lineales generalizados tipo gamma con función de enlace logarítmico, ambos cálculos fueron analizados con el programa R versión 3.0.3 (R Core Team, 2016). La estimación de la densidad por especie se realizó usando el programa Distancie versión 6.2 (Buckland *et al.*, 2001). Los estimadores de riqueza (Margalef), equitatividad (Shannon-Wiener) y dominancia (Simpson), utilizados en el análisis de la ocupación de la curruca capirotada en cultivo se realizaron con el programa Past versión 3.17 (Hammer y Harper, 2001). Adicionalmente, y a fin de visualizar de forma gráfica la asociación entre la densidad de las especies de currucas y las variables evaluadas, se realizó un análisis de correspondencia canónica (Ter Braak, 1986), utilizando el paquete estadístico XLSTAT versión 19.01.41270 (XLSTAT, 2016), paquete que también fue empleado en el análisis de la supervivencia de los nidos de la curruca cabecinegra por hábitats.

CAPÍTULO III.

SELECCIÓN DE HÁBITAT REPRODUCTIVO DE TRES ESPECIES SIMPÁTRICAS DE CURRUCAS MEDITERRÁNEAS EN EL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA



Foto: Juan Monrós



Foto: Carlos Mompó



Foto: Pep Cantó

Imágenes de las currucas estudiadas. A la izquierda la curruca cabecinegra, en el centro la curruca carrasqueña y a la derecha la curruca rabilarga.

Introducción

La selección de hábitat es un proceso jerárquico mediante el cual la especie elige entre distintos recursos disponibles de acuerdo a su preferencia (Johnson, 1980). Las diferencias en cómo las especies se reparten los recursos reflejan el papel primordial de la competencia en determinar su coexistencia (Martin, 1988; Veen *et al.*, 2010). De esta manera, la segregación podría ser un subproducto del reparto de los recursos a través de la selección de hábitat, especialmente si los recursos preferidos por los diferentes grupos de individuos se distribuyen de manera desigual entre hábitats (Pérez-Tris, 2001).

En aves paseriformes, los mecanismos de coexistencia difieren según las diferentes historias de vida de las especies. En el caso de las relaciones interespecíficas, las diferencias en el uso y selección de hábitat actúan a escala espacial y temporal (Traba *et al.*, 2013). Los factores determinantes de la selección pueden ser evolutivos como filogenia, estrategias de vida y preferencia trófica, o ecológicos como la altitud, presencia de congéneres u otras especies, influencias antrópicas y variaciones en la productividad del alimento (Cody, 1981; Sapir *et al.*, 2004; Fontaine y Martin, 2006; Veen *et al.*, 2010; Bastianelli *et al.*, 2017). Todos estos factores tienen un efecto importante sobre el éxito reproductivo y la supervivencia de las especies (Morosinotto *et al.*, 2010).

Sylvia es un género de la familia Sylviidae que representa un enorme grupo de paseriformes insectívoros formado por unas 30 especies (Bairlein y Bonan, 2017). Todas ellas se pueden encontrar en un amplio espectro de hábitats, desde matorral desértico hasta bosques boreales, pasando por

bosques de latitudes templadas, lo cual conlleva que entre las especies encontremos un alto nivel de simpatria, pudiendo identificar hasta siete especies del género a escala regional o hasta cinco en el mismo tipo de hábitat (Shirihai *et al.*, 2001). Algunas investigaciones indican que el principal factor que permite explicar la presencia de diferentes especies del género en el mismo hábitat es la competencia (Cody, 1981; Guillaumet y Prodon, 2011). Otros estudios concluyen que es la segregación ecológica la que da una mejor respuesta cuando se habla de composición y estructuración de estas comunidades (Martin y Thibault, 1996; Shirihai *et al.*, 2001; Pérez-Tris y Tellería, 2002; Schaefer y Barkow, 2004; Pons *et al.*, 2008).

Estudios previos sobre la selección del hábitat en las currucas se centraron en ciertas especies, y las posibles interacciones existentes entre ellas han sido poco abordadas (Martin y Thibault, 1996; Morganti *et al.*, 2017). Por ejemplo, la curruca cabecinegra especie residente en España, se halla presente en todo tipo de hábitats a bajas altitudes (Aparicio, 2016), siendo probablemente una de las currucas mediterráneas más generalistas. En la mayoría de los estudios se muestra su estrecha relación con el matorral mediterráneo (Muntaner *et al.*, 1983; Cramp, 1992; Gainzarain y Pérez, 1995), con hábitats con diferentes grados de complejidad estructural (Schaefer y Barkow, 2004), cultivos y zonas urbanas (Morganti *et al.*, 2017). Sin embargo, la curruca carrasqueña que es una especie migratoria estival, en la Península Ibérica parece seleccionar hábitats de matorral mediterráneo, independientemente de su altura o nivel de cobertura (Gainzarain, 1996). Esta especie también está presente de forma abundante en carrascales densos (Esteve *et al.*, 1986), y se ubica en las capas superiores de la vegetación, al igual que en lugares con alta densidad de árboles (Pons *et al.*, 2008). Finalmente, la curruca rabilarga, una de las currucas de menor tamaño (Shirihai *et al.*, 2001) y residente en la Península Ibérica. Esta especie aparece ligada a formaciones arbustivas o matorral denso, homogéneo,

garriga y maquis bajos, dominado por especies como brezo *Erica multiflora* L. 1753 y romero *Rosmarinus officinalis* L. 1753 con áreas significativas de aulaga *Genista scorpius* L. 1805, jaras *Cistus* spp, aliaga *Ulex parviflorus* y coscoja *Quercus coccifera* (Murison *et al.*, 2007; García, 2011; Chiatante, 2014). Mientras que las áreas antrópicas tienen un efecto negativo sobre la densidad de esta especie (Murison *et al.*, 2007; Chiatante, 2014).

Si bien existen estudios sobre la selección y preferencia de hábitat que realizan estas especies en ecosistemas mediterráneos, hasta ahora el tema ha sido poco abordado desde la perspectiva de ensamblaje. Es por ello que el objetivo principal de este estudio es determinar la selección de la vegetación que realizan tres especies simpátricas de currucas mediterráneas (curruca cabecinegra, curruca carrasqueña y curruca rabilarga). Para ello proponemos los siguientes objetivos, 1) comprobar la existencia de distribución espacial entre las tres especies, 2) determinar si la selección de la vegetación que realizan las currucas obedece a requerimientos específicos relacionados con la estructura vegetal del sitio, y 3) identificar si la selección del hábitat hecha por especies residentes se mantiene independientemente de la presencia de especies migratorias.

Método

El estudio se realizó en el este de la Península Ibérica (Comunidad Valenciana), en los términos municipales de Alcoy, Alicante; y Carcaixent, Valencia (Figura 10). La primera zona se ubica al este del Parque Natural Carrascal de la Font Roja, Alcoy (38°40'15"N, 00°28'36"O), presentando un área de 115 ha y situado a 912 msnm. Este parque es uno de los enclaves naturales de la Comunidad Valenciana donde todavía existe una representación importante del bosque mediterráneo. Su altitud se sitúa entre 600 y 1,365 m (Vilanova *et al.*, 2006). La temperatura media anual oscila entre 11 y 13°C, con variaciones de -0.65 °C por cada 100 m de ascensión.

La precipitación media anual puede alcanzar hasta 750 mm, siendo primavera e invierno las estaciones más lluviosas. En la zona se pueden distinguir diferentes formaciones vegetales, entre las que predomina el bosque de pino carrasco (*Pinus halepensis*). También se observan carrascales (*Quercus ilex*) que forman un tupido y continuo manto.

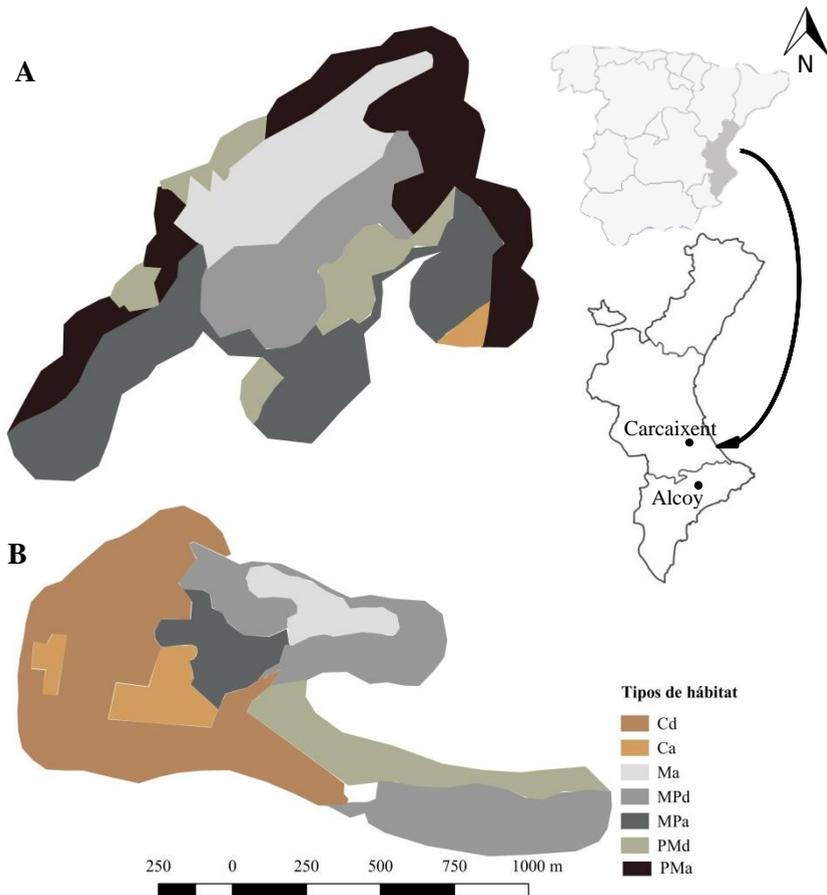


Figura 10. Ubicación de las zonas de muestreo. A) Parque Natural del Carrascal de la Font Roja, Alcoy. B) Paraje Natural Municipal de la Parra Hort de Soriano, Carcaixent.

La segunda zona está situada en el Paraje Natural Municipal de la Font de la Parra-Hort de Soriano, Carcaixent (39°04'10''N, 00°24'36''O), con una

superficie aproximada de 113 ha y una altura de 112 m sobre el nivel del mar. Se encuentra a 40 km al Sur de la ciudad de Valencia (España), en el cuadrante SE de la provincia (Vera *et al.*, 2007). La precipitación media anual en la zona oscila entre 400 y 700 mm, principalmente en primavera y otoño, con temperatura media anual alrededor de 17°C (Valdecantos *et al.*, 2016). La vegetación actual del área está condicionada por la aparición de numerosos incendios forestales, predominando las formaciones Termomediterráneas de coscoja (*Quercus coccifera*) y lentisco (*Pistacia lentiscus* L. 1753), acompañado por formaciones de labiadas, dominadas por romero (*Rosmarinus officinalis*), tomillo (*Thymus vulgaris* L. 1753) y otras especies. Además, se distinguen grandes extensiones de cultivos en la que predomina el naranjo (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck. 1757).

El conteo de individuos se realizó entre marzo y mayo de 2014 y 2015. Hicimos un total de 16 salidas de campo, ocho por zona y cuatro por año. Se recogieron los datos utilizando el método de puntos de conteo (Bibby *et al.*, 1992). Los 40 puntos (20 por zona) se seleccionaron uniformemente. Cada punto fue marcado y georreferenciado utilizando un GPS modelo eTrex, y se separaron entre ellos con una distancia mínima de 200 metros (Sorace *et al.*, 2000), con el fin de garantizar la independencia de los muestreos y evitar la sobreestimación de los individuos. Los muestreos se realizaron desde 30 minutos hasta 4 horas después del amanecer. En cada punto se muestreo durante cinco minutos para evitar que el desplazamiento de los individuos en el área de estudio generara sobre estimación de la abundancia. Este método se recomienda cuando el interés del estudio se centra en comparar las diferencias relativas de las especies entre hábitats durante la temporada reproductiva (Sorace *et al.*, 2000). Durante los muestreos también se anotó la orientación y distancia al observador en la que se encontraban los individuos detectados, datos que se tomaron con una brújula serie Silva Sight Master y un medidor de distancia laser 10x25 de la marca Bushnell.

Debido a la dificultad de detección de todos los individuos de las especies de estudio en un muestreo, se realizaron repeticiones con el fin de garantizar una mayor detectabilidad. En otros estudios se ha observado que en territorios adyacentes los machos del género parecen cantar principalmente en el límite de su territorio más cercano al territorio del macho vecino (Węgrzyn y Leniowski, 2011). En el análisis de los datos se asumieron como un mismo individuo todos los contactos que en diferentes muestreos se ubicaron en un radio de 50 metros, máxima área de nidificación intraespecífica registrada en hábitat natural para las especies estudiadas (Shirihai *et al.*, 2001).

La selección de hábitat de los individuos se realizó con la función de buffer e intersección de QGIS v2.1. (QGIS, 2016). Para ello se superpuso en el mapa de vegetación un círculo de 0,5 ha que se construyó alrededor de cada individuo. 0,5 ha es la mitad del territorio máximo promedio (1 ha) reportado para las especies durante la época de cría (Shirihai *et al.*, 2001; Bas *et al.*, 2005; Pons *et al.*, 2008). Nuestro estudio es similar a los realizados en donde el mismo individuo se registra varias veces en diferentes muestreos, pero no en el mismo (Bas *et al.*, 2005; Pons *et al.*, 2008). Para los registros obtenidos en diferentes años, se debe tener en cuenta que solo aproximadamente la mitad de las aves adultas pueden sobrevivir entre años sucesivos, lo que también disminuye el efecto de la no dependencia de los datos (Laiolo *et al.*, 2007; Pérez-Granados *et al.*, 2017).

El análisis cartográfico de la cubierta vegetal se realizó mediante imágenes satelitales obtenidas con Google Earth Pro (v6.2.9200.0). Las imágenes fueron cartografiadas en QGIS v2.1. (QGIS, 2016), a una escala 1:11000. Esta información se complementó con observaciones de campo. Para la determinación de la vegetación se consideró el tipo de vegetación (pino, matorral y cultivo), la cobertura (%) y altura (m) de la vegetación. Hemos

registrado estos datos *in situ*. La combinación de las características mencionadas nos permitió definir ocho hábitats diferentes: Cultivo abierto (Ca), área de cultivo con una cobertura inferior al 50 % y una altura media de la vegetación inferior a 1,5 metros. Cultivo denso (Cd), con una cobertura superior al 50% y una altura media de vegetación superior a 1,5 m. Matorral abierto (Ma), matorral con una cobertura inferior al 50 % y una altura media de vegetación inferior a 1,5 m. Matorral-Pinar abierto (MPa), zonas con dominio de matorral de menos de 1,5 m de altura y presencia de pino donde la cobertura no superó el 50 %. Matorral-Pinar denso (MPd), zona con dominio de matorral de altura superior a 1,5 m y presencia de pino en las que la cobertura vegetal fue superior al 50 %. Pinar-Matorral abierto (PMa), área donde el bosque de pino dominó al matorral, siendo este último más bajo de 1,5 m de altura. Pinar-Matorral denso (PMd), área dominada por el bosque de pino y parches de matorral superior a 1,5 m (Tabla 1).

Tabla 1. Descripción de los tipos de vegetación muestreados en las áreas de estudio.

Tipo de hábitat	Código	Densidad (%)	Altura (m)
Cultivo abierto	Ca	<50	<1,5
Cultivo denso	Cd	>50	>1,5
Matorral abierto	Ma	<50	<1,5
Matorral y pino abierto	MPa	<50	>1,5
Matorral y pino denso	MPd	>50	>1,5
Pino y matorral abierto	PMa	<50	>1,5
Pino y matorral denso	PMd	>50	>1,5

Los datos de ambos años de estudio fueron combinados para el análisis ya que consideramos que el efecto de falta de independencia en estos datos debe ser insignificante (Pérez-Granados *et al.*, 2017). Para valorar la selección de cada especie, se utilizó el índice de electividad de Ivlev (1961): $Ivlev = (U_i - D_i) / (U_i + D_i)$, donde $U_i = u_i / u_+$ y $D_i = d_i / d_+$, siendo u_i el número observado de unidades utilizadas del recurso i y u_+ el número total de

recurso usado, y d_i , el número de unidades disponibles en el ambiente del recurso i , y d_+ , la disponibilidad total de recursos. Los valores de I_{lev} oscilan entre -1 y $+1$; de acuerdo con Atienza (1994), valores entre -1 a $-0,5$ indicarían una selección negativa, valores entre $0,5$ y 1 indican una selección positiva, mientras que los valores entre $-0,1$ y $0,1$ no indican selección alguna.

Para el análisis de selección de hábitat se utilizó R (R Core Team, 2016). La preferencia de las especies por un cierto tipo de hábitat se determinó mediante un análisis composicional de hábitats, utilizando el paquete de datos de Adehábitat (Calenge 2006) del programa estadístico R (R Core Team, 2016). El número de repeticiones en las pruebas de asignación al azar fue de 500. Los valores de 0 que representaron la ausencia de individuos en los tipos de vegetación fueron remplazados por 0,01, tal como lo sugiere Aebischer *et al.* (1993). Hemos construido la matriz de uso con la proporción de contactos de individuos de la especie registrados en cada hábitat durante los muestreos, y la matriz de vegetación con la proporción del área cubierta por cada tipo de vegetación identificada. Se realizó el análisis composicional por localidad para cada una de las tres especies, y se determinó la existencia de diferencias significativas en el uso de la vegetación mediante una prueba Lambda de Wilks. Estos datos fueron utilizados para identificar el posible efecto de la presencia de especies migratorias sobre la selección de hábitat de las especies residentes. Además, construimos una matriz de rango de frecuencia de uso, donde en las filas se indica la preferencia (+) o rechazo (-), con un símbolo triple se indica que la probabilidad de preferencia o rechazo fue significativa ($p < 0,05$). Para determinar el efecto de las características de la vegetación sobre la presencia de las especies, se realizaron modelos de regresión logística y se utilizaron como variable dependiente la presencia de las especies en cada punto muestreado y como variables independientes el tipo de vegetación

dominante en cada hábitat, la cobertura y altura de la vegetación. Todos los modelos posibles fueron construidos y clasificados secuencialmente de acuerdo a la corrección del índice de Akaike (AICc) para muestras pequeñas (Burnham y Anderson, 2002). La selección de los modelos plausibles siguió la regla propuesto por Burnham y Anderson (2002), en el cual aquellos modelos en donde $\Delta_i \leq 2$ tienen un apoyo empírico sustancial. El peso de Akaike (w_i) se calculó para el conjunto de modelos, y la importancia relativa de cada variable se determinó mediante la sumatoria de su peso de Akaike en todos los modelos plausibles (Burnham y Anderson, 2002).

Resultados

Se registraron 711 contactos de individuos, de los cuales el 83 % (591) fueron de curruca cabecinegra, 11 % (78) de curruca rabilarga y el 6 % (42) de curruca carrasqueña. El 65 % de los contactos se registraron en Carcaixent y el 35 % restante en Alcoy (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia y frecuencia relativa del número de contactos de individuos por especie.

Muestreos	Alcoy			Carcaixent	
	Curruca cabecinegra	Curruca carrasqueña	Curruca rabilarga	Curruca cabecinegra	Curruca rabilarga
1 (03 y 05/04/2014)	27 (15,6)	5 (11,9)	5 (14,3)	60 (14,4)	4 (9,3)
2 (15 y 17/04/2014)	26 (15,0)	6 (14,3)	7 (20,0)	51 (12,2)	7 (16,3)
3 (02 y 06/05/2014)	18 (10,4)	11 (26,2)	3 (8,6)	65 (15,6)	4 (9,3)
4 (11 y 20/05/2014)	16 (9,20)	10 (23,8)	4 (11,4)	55 (13,2)	7 (16,3)
5 (01 y 03/04/2015)	22 (12,7)	0 (0,0)	1 (2,9)	52 (12,4)	6 (14,0)
6 (15 y 21/04/2015)	23 (13,3)	2 (4,8)	1 (2,9)	48 (11,5)	3 (7,0)
7 (02 y 06/05/2015)	20 (11,6)	4 (9,5)	5 (14,3)	45 (10,8)	5 (11,6)
8 (20 y 22/05/2015)	21 (12,1)	4 (9,5)	9 (25,7)	42 (10,0)	7 (16,3)

El índice de electividad de Ivlev muestra que la curruca cabecinegra no mostró asociación, ni evasión por los hábitats presentes. Por su parte, la curruca carrasqueña que sólo se registró en Alcoy, seleccionó negativamente al pinar matorral abierto (PMa= -0,62; Figura 13b). Por último, la curruca rabilarga en Carcaixent seleccionó positivamente al matorral abierto (Ma=0,64), y negativamente al cultivo denso (Cd= -0,89), mientras que en Alcoy la selección de hábitat realizada por la especie fue negativa (Figura 11a y b).

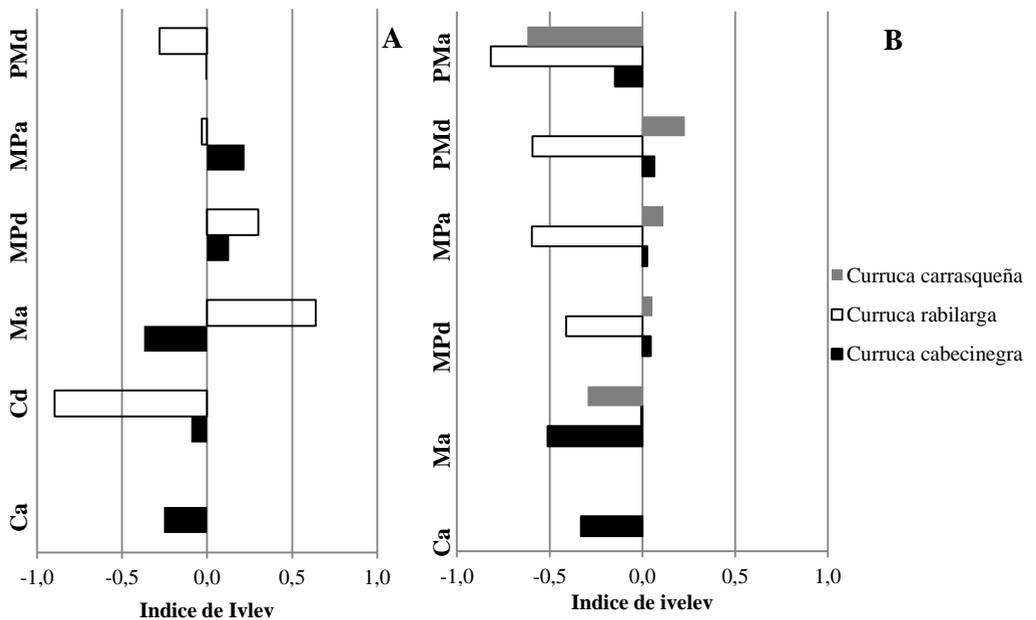


Figura 11. Selección de hábitat por las especies de currucas (A) en Carcaixent y (B) en Alcoy.

Los resultados del análisis de composición muestran diferencias significativas entre la selección de hábitat realizado por las especies y la disponibilidad de los hábitats en Carcaixent (curruca cabecinegra: lambda de Wilks = 0,06; $p < 0,05$; curruca rabilarga: lambda de Wilks= $1,208 \times 10^{-5}$; $p < 0,05$) y en Alcoy (curruca cabecinegra: lambda de Wilks = 0,003; $p < 0,05$,

curruca carrasqueña: lambda de Wilks = 0,23; $p < 0,05$, curruca rabilarga: lambda de Wilks = 0,05; $p < 0,05$). La preferencia de hábitat fue diferente entre las especies. La curruca cabecinegra, fue la única especie que mostró variación espacial en la preferencia de hábitat y prefirió el matorral pinar abierto (MPa) en Carcaixent y el pinar matorral denso (PMd) en Alcoy, mientras que la curruca carrasqueña, eligió el matorral pinar abierto (MPa) sobre los demás tipos de vegetación muestreados en Alcoy, y la curruca rabilarga eligió el matorral pinar denso (MPd) en ambas zonas (Tabla 3 y 4).

Tabla 3. Matrices de clasificación simplificada de las especies, comparando la proporción de individuos registrados por tipo de vegetación, con la proporción de la vegetación muestreada en Carcaixent. Se indica la preferencia con más (+) y el rechazo con menos (-) y el doble símbolo representa que la desviación fue significativa ($p < 0,05$).

a). Curruca cabecinegra							
	Ca	Cd	Ma	MPd	MPa	PMd	Rango
Ca	0	-	+	-	-	-	1
Cd	+	0	+	--	--	-	2
Ma	-	-	0	--	--	-	0
MPd	+	++	++	0	-	+	4
MPa	+	++	++	+	0	++	5
PMd	+	+	+	-	--	0	3
b). Curruca rabilarga							
	Ca	Cd	Ma	MPd	MPa	PMd	Rango
Ca	0	+	--	--	-	-	1
Cd	-	0	--	--	-	--	0
Ma	++	++	0	-	+	+	4
MPd	++	++	+	0	++	++	5
MPa	+	+	-	--	0	-	2
PMd	+	++	-	--	+	0	3

Tabla 4. Matrices de clasificación simplificada de las especies, comparando la proporción de individuos registrados por tipo de vegetación, con la proporción de vegetación muestreada en Alcoy. Se indica la preferencia con más (+) y el rechazo con menos (-) y el doble símbolo representa que la desviación fue significativa ($p < 0,05$).

a) Curruca cabecinegra							
	Ca	Ma	MPd	MPa	PMd	PMa	Rango
Ca	0	-	--	--	--	--	0
Ma	+	0	-	-	--	-	1
MPd	++	+	0	-	-	+	3
MPa	++	+	+	0	-	+	4
PMd	++	++	+	+	0	++	5
PMa	++	+	-	-	--	0	2
b) Curruca rabilarga							
	Ca	Ma	MPd	MPa	PMd	PMa	Rango
Ca	0	-	--	-	+	++	3
Ma	+	0	-	+	+	++	4
MPd	++	+	0	+	++	++	5
MPa	+	-	-	0	+	++	2
PMd	-	-	--	-	0	+	1
PMa	--	--	--	--	-	0	0
c) Curruca carrasqueña							
	Ca	Ma	MPd	MPa	PMd	PMa	Rango
Ca	0	-	-	--	+	+	2
Ma	+	0	-	--	+	+	3
MPd	+	+	0	-	+	+	4
MPa	++	++	+	0	++	++	5
PMd	-	-	-	--	0	+	1
PMa	-	-	-	--	-	0	0

El análisis entre las variables de vegetación y la presencia de las currucas muestra que el mejor modelo para la curruca cabecinegra incluye la cobertura y la altura de la vegetación como variables explicativas más relevantes (CA, AICc = 225,3). Estas variables fueron las que presentaron una mayor importancia relativa para la especie ($w_i = 0,85$ y $w_i = 0,69$,

respectivamente). Por el contrario, para la curruca carrasqueña la dominancia vegetal fue la variable de mayor importancia relativa ($w_i = 0,89$), variable que se incluyó en los mejores modelos (DA, AICc = 99,22 y DC, AICc = 99,23). Con respecto a la curruca rabilarga el mejor modelo (DC, AICc = 143,39), incluyó las variables de mayor peso para la especie (dominancia vegetal y cobertura, ambos con un peso relativo de 0,68) (Tabla 5).

Tabla 5. Modelización de la probabilidad de ocurrencia de las currucas usando las características del hábitat. Estimación de los parámetros (K, AICc y Δ_i) y peso (w_i) de los modelos evaluados. Cobertura = C; Altura = A y Dominancia vegetal= D.

Especie	Modelo	K	AICc	Δ_i	W_i
Curruca cabecinegra	CA	2	225,3	0,00	0,69
	DC	2	227,3	1,95	0,23
	DCA	3	229,3	3,95	0,09
	DA	2	229,9	4,55	0,06
Curruca carrasqueña	DA	2	99,23	0,00	0,42
	DC	2	99,24	0,01	0,49
	DCA	3	101,4	2,18	0,14
	CA	2	105,3	6,07	0,02
Curruca rabilarga	DC	2	143,4	0,00	0,68
	DCA	3	146,3	2,91	0,16
	DA	2	146,4	2,97	0,15
	CA	2	156,2	12,8	0,00

Discusión

Las características del hábitat tienen una gran influencia en las aves y generalmente se pueden observar patrones claros de selección o de rechazo (Lavers *et al.*, 2005). Nuestros resultados revelan que las currucas estudiadas muestran preferencia por uno o dos tipos de vegetación a pesar de realizar

una selección de hábitat heterogénea. En ecosistemas mediterráneos esta selección se ve favorecida por la heterogeneidad de hábitat a escala espacial, y puede beneficiar a las especies generalistas. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Martin y Thibault (1996), quienes al estudiar la coexistencia de currucas mediterráneas encontraron que aunque en un mosaico de matorral las especies parecen simpátricas, cada especie busca más cierto tipo de parches que otros, independientemente del tipo de paisaje. El comportamiento antes mencionado también se ha observado en otras especies de aves paseriformes que seleccionan hábitat con una amplia variedad de características topográficas, estructurales y florísticas (Brown *et al.*, 2002; Boves *et al.*, 2013). Por otro lado, la variabilidad de la selección a escala territorial sugiere que el comportamiento de selección de hábitat de las especies es bastante plástico (Boves *et al.*, 2013). Esta flexibilidad podría esperarse en especies muy dispersas entre lugares de cría y entre potenciales tipos de hábitats (Girvan *et al.*, 2007; Boves *et al.*, 2013).

En nuestro estudio, los hábitats que mostraron una mayor presencia de currucas fueron aquellos dominados por matorral, lo que corrobora la relación de especiación reportada entre las especies de *Sylvia* y el matorral mediterráneo (Blondel y Farré, 1988; Blondel *et al.*, 1996; Moreira y Russo, 2007). La particularidad estructural de este tipo de hábitat (altura y distribución) parece favorecer esta relación (Blondel y Farré, 1988). Una selección similar se ha observado en otros trabajos en donde la curruca cabecinegra y la curruca carrasqueña prefieren vegetación de matorral con clara variación estructural (Esteve *et al.*, 1986; Gainzarain, 1996; Schaefer y Barkow, 2004; Pons *et al.*, 2008), mientras que la curruca rabilarga presenta una evidente relación con hábitats donde predomina el matorral bajo (Hódar, 1994; Gainzarain, 1996; García, 2011; Chiatante, 2014). En particular, la curruca rabilarga mostró una baja adaptación a zonas boscosas y sitios sometidos a presión antrópica constante, como áreas urbanas y de agricultura

intensiva (Van den Berg *et al.*, 2001). Otros estudios han demostrado que en el mediterráneo las aves de hábitats abiertos, como el matorral, presentan una mayor especificidad espacial (Blondel y Farré, 1988; Blondel *et al.*, 1996; Moreira y Russo, 2007). En estos casos, el poco recambio observado en las especies dominantes de hábitat mediterráneo (Herrando *et al.*, 2002) apoya la necesidad de conservar este tipo de hábitat, y con ello garantizar su composición original de especies.

Las diferencias en la preferencia de hábitat y en el peso de las variables de hábitat evaluadas, podría explicar la segregación local entre las tres especies estudiadas. Particularmente, la presencia de la curruca cabecinegra estuvo principalmente relacionada con la altura vegetal, a diferencia de la curruca carrasqueña y la curruca rabilarga, especies en las que la dominancia vegetal prevalece sobre las otras variables evaluadas. En la curruca rabilarga otra variable que incidió en su presencia fue la cobertura de la vegetación. Es posible que las variaciones en la importancia relativa en las características del hábitat, hagan que especies competidoras potenciales que coocurren en una escala grande muestren segregación a pequeña escala (Veen *et al.*, 2010; Traba *et al.*, 2013).

En otros estudios se ha observado que a pesar de la superposición en la selección de parches y en el comportamiento de búsqueda de alimento, las currucas presentan una complementariedad en el comportamiento de búsqueda de alimento, área de forrajeo y preferencia altitudinal en las especies que morfológica y ecológicamente están más cercanas, lo que hace posible su coexistencia (Martin y Thibault, 1996; Shirihai *et al.*, 2001; Pons *et al.*, 2008). En otras especies de paseriformes también se ha registrado un alto nivel de segregación local en especies congéneres. Tal es el caso de especies de bisbitas (genero: *Anthus*), quienes muestran diferencias en las

preferencias de hábitat, y de escribanos (genero: *Emberiza*), especies que presentan segregación latitudinal y longitudinal (Bastianelli *et al.*, 2017).

La diferencia en el comportamiento de selección que realizaron los machos de curruca cabecinegra en las localidades muestreadas, apoya la hipótesis del impacto de las especies migratorias en la selección territorial (Bensusan *et al.*, 2011), ya que la presencia de migrantes puede hacer que especies con una amplia selección de hábitat se adapten a la disponibilidad local (Carbonell y Tellería, 1998). Sin embargo, como se ha observado en otros passeriformes, cuando se dispone de un rango amplio de estructura de hábitat, muchas especies parecen tener afinidad por el mismo tipo de estructura (Hovick *et al.*, 2014). En este caso, la ocupación podría reflejar un amplio espectro de idoneidad del hábitat, y los patrones de ocupación podrían revelar en detalle los requerimientos de hábitat de las especies (Whittingham *et al.*, 2005; Marciniak *et al.*, 2007).

La hipótesis de la atracción heteroespecífica también podría ser una respuesta a la coexistencia temporal de estas especies. Esta hipótesis predice que los migrantes utilizan la presencia de especies residentes como una señal para colonizar sitios de reproducción adecuados (Stamps, 1988; Thomson *et al.*, 2003; Ahola *et al.*, 2007). Al considerar las dos estrategias de movimiento que presentan la curruca cabecinegra (residente) y la curruca carrasqueña (migratoria), es posible que la estrecha relación filogenética existente entre ellas (Blondel *et al.*, 1996) pueda estar detrás de la similitud en la selección y preferencia de hábitats que realizan (Pons *et al.*, 2008). No obstante, nuestros datos no nos permiten identificar si la variación a nivel de paisaje en la preferencia de vegetación observada en la curruca cabecinegra, sea el resultado de la llegada de la curruca carrasqueña. Esta variación también podría estar relacionada con otros factores como la interacción entre las especies (por ej. competencia territorial), el requerimiento específico

(disponibilidad de alimento, preferencia en zonas de nidificación, protección de depredadores), o incluso de cambios de nicho (Martin y Thibault, 1996; Young y Hutto, 1999; Martin y Martin, 2001; Chalfoun *et al.*, 2002; Pons *et al.*, 2008; Sunyer, 2008). Probablemente, como se ha reportado para la curruca capirotada, los individuos de la curruca cabecinegra puedan reorganizar el tamaño y composición de su hábitat de acuerdo a sus necesidades (Morganti *et al.*, 2017). Esto significa que pueden limitar la competencia mediante una mayor variedad de hábitats de alimentación.

Al respecto, investigaciones como las de Guillaumet y Prodon (2011), plantean una aparente exclusión de la curruca cabecinegra de ciertos hábitats como consecuencia de la llegada de la curruca tomillera (*S. conspicillata*) y de la curruca mosquitera (*S. borin*), debido a la preferencia de estas especies por determinadas formaciones vegetales. En contraste, Bensusan *et al.* (2011) observaron que, en el periodo reproductivo no hubo cambios significativos en la diversidad funcional de la vegetación utilizada por machos y hembras de la curruca cabecinegra con la llegada de especies migratorias. Esto sugiere que los patrones comportamentales de este grupo de especies pueden estar respondiendo a factores específicos de cada microhábitat, provocando que la selección sea distinta en cada lugar.

Por otro lado, aunque la curruca cabecinegra seleccionó hábitats antrópicos, esta selección no fue más alta que la selección realizada en los hábitats naturales disponibles. Esto demuestra la necesidad de mantener un mosaico heterogéneo de diferentes hábitats, conservando parches de ecosistemas naturales, además de considerar la escasa o nula selección de hábitats de las tierras de cultivo por las otras especies de curruca estudiadas. Esto además indica que existen claras diferencias inter-específicas en las preferencias de hábitat. Esta información puede ser útil en futuras decisiones sobre el manejo de estas especies y los ecosistemas que habitan, ya que la presencia

del tipo de hábitat preferido de una determinada especie puede ser crucial para el mantenimiento de sus poblaciones y su supervivencia a largo plazo.

CAPÍTULO IV.

EFECTO DE LA ESTRUCTURA VEGETAL SOBRE LA DENSIDAD POBLACIONAL DE CURRUCAS MEDITERRÁNEAS EN EL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.



Imágenes de las currucas estudiadas. A la izquierda la curruca cabecinegra, a la derecha la curruca capriotada y abajo la curruca rabilarga.

Introducción

El paisaje típico mediterráneo se ha desarrollado a través del efecto de actividades humanas como el cultivo, riego, ganadería, pastoreo, tala y quema (Herrando *et al.*, 2003). Como resultado del complejo uso de la tierra, en el mediterráneo se produjo un mosaico de cultivos extensivos, pastizales, matorrales y bosques dispersos que alberga una variedad de especies típicamente mediterráneas (Caula *et al.*, 2010). Esta dinámica convierte al paisaje en un modelo para examinar las interacciones entre factores abióticos y antropogénicos (Lavorel *et al.*, 1998). Particularmente, la región mediterránea valenciana es una de las regiones más dinámicas de España en términos de desarrollo industrial-urbano, crecimiento poblacional y actividad agraria (Recatalá *et al.*, 2000). En consecuencia, los conflictos de uso del suelo están surgiendo cada vez más en esta región generando entre otras cuestiones ambientales la degradación del paisaje y el deterioro de áreas de alto valor de conservación (Recatalá *et al.*, 2000).

En esta región, las comunidades de aves se caracterizan por una combinación de especies endémicas del Mediterráneo (Blondel y Farre, 1988). Los pocos grupos que presumiblemente se diferenciaron dentro de la cuenca mediterránea son principalmente aves de hábitats abiertos y matorrales, mientras que pocas especies evolucionaron en bosques mediterráneos dominados por especies de árboles perennes esclerófilos (Covas y Blondel, 1998). Sin embargo, las características particulares de cada tipo de perturbación pueden tener consecuencias específicas sobre las respuestas de las comunidades de aves (Blondel y Farre, 1988), y en ecosistemas mediterráneos se ha demostrado que sistemas más estables

favorecen la presencia de especies especializadas a este ambiente (Clavero *et al.*, 2011).

Ante los cambios que sufren los ecosistemas en el mediterráneo, es importante saber cómo las especies que explotan estos hábitats han logrado ajustarse a esta nueva situación, y cuáles son las características de hábitat que permiten su presencia en estos lugares. Más aún si se tienen evidencias de la fuerte influencia del hábitat en la constitución de los ensamblajes de aves de la región (Cody, 1981; Wiens *et al.*, 1987; Martin y Thibault, 1996; Herrando *et al.*, 2003; Sirami *et al.*, 2010).

Lo anterior se hace evidente cuando especies congéneres eligen un mismo hábitat en el que vivir y reproducirse, siendo entonces la organización funcional del ensamblaje lo que hace posible su coexistencia. Las especies de *Sylvia* spp, son un ejemplo de la coevolución entre las aves y el ecosistema mediterráneo (Covas y Blondel, 1998; Shirihai *et al.*, 2001), y la coexistencia de sus especies ha sido argumentada por segregación, demostrada en la diferenciación del hábitat (Martin y Thibault, 1996; Herrando *et al.*, 2003; Sirami *et al.*, 2010), la repartición del alimento (Jordano, 1985), la selección de sitios de nidada (Schaefer y Barkow, 2004), la preferencia de hábitats de forrajeo (Caula *et al.*, 2010) y los ajustes de nicho en el caso de especies residentes (Ieronymidou *et al.*, 2012). Todos estos aspectos son importantes en el análisis de ocupación de hábitat de las especies, por su incidencia en los cambios poblacionales y movimientos locales que realizan las poblaciones residentes (Guillaumet y Prodon, 2011; Ieronymidou *et al.*, 2012).

Dado lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de las características de la vegetación sobre la densidad poblacional estacional de tres especies de currucas mediterráneas (*Sylvia atricapilla* Linnaeus, 1758; *S. melanocephala* Gmelin, 1789 y *S. undata* Boddaert, 1783). Adicionalmente,

analizamos el papel del cultivo en la recepción de individuos, examinando la densidad de las poblaciones de las especies entre sitios con vegetación natural y cultivo. Esto último se analizó con el interés de comprender si: 1) la estructura de la vegetación es una buena variable para explicar la estrategia de coexistencia en estas especies; 2) las especies responden de manera diferente a los cambios en estructuración vegetal del hábitat generados por el establecimiento de cultivos; y 3) la selección del hábitat realizada por las especies de curruca muestra cambios estacionales (invierno y primavera).

Método

El estudio se realizó en la provincia de Valencia (Figura 12), Comunidad Valenciana, situada en el Este de la Península Ibérica, entre las Comunidades de Cataluña por el Norte, Murcia por el Sur y Aragón (Teruel) y Castilla-La Mancha (Cuenca y Albacete) por el Oeste. El clima dominante en la Comunidad Valenciana es el mediterráneo, debido a su ubicación costera. La temperatura media en los meses más fríos oscila entre los 10 y 11 °C en el litoral y los 3 y 4 °C en el interior, en los meses más calurosos no se evidencia tanta diferencia y la temperatura media máxima es de 30°C. La precipitación media de la región, se sitúa entre los 400 y los 500 mm anuales. En las regiones áridas se puede bajar a los 250 mm anuales, mientras que en las zonas montañosas, se puede superar los 800 mm anuales. La provincia posee una vegetación mediterránea dominante; en el piso basal encontramos encinas, robles y alcornoques, y en el sotobosque, especies perennifolias como el pino laricio (*Pinus nigra* J.F. Arnold, 1785) el romero (*Rosmarinus officinalis*), el tomillo (*Thymus vulgaris*) o la sabina (*Juniperus*

phoenicea). En las zonas más húmedas predominan los robles, mientras que el alcornoque aparece en suelos de carácter silíceo.

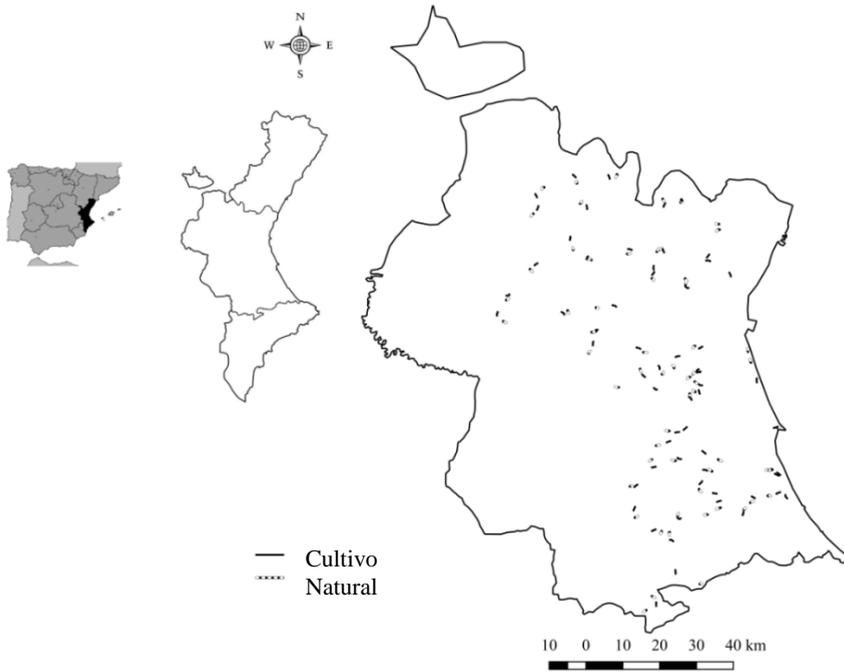


Figura 12. Localización geográfica de la Provincia de Valencia y distribución de los transectos por hábitats.

En primavera e invierno del 2015 y 2016 se realizó el censo de las aves en 60 localidades de la Provincia de Valencia. Las localidades fueron seleccionadas previamente mediante imágenes satelitales considerando la presencia de área natural y cultivo, procurando cubrir la mayor área de la provincia.

Las aves fueron registradas mediante transectos lineales (Bibby *et al.*, 1992). Para obtener estimaciones de la densidad se registraron contactos visuales y

sonoros de las especies (Buckland *et al.*, 2008). Para ello se establecieron 120 transectos lineales de un kilómetro de longitud. Este método está menos sujeto a sesgos en la detección de los individuos para estimar la densidad cuando los objetos de estudio se mueven (Buckland *et al.*, 2005). La distancia de los transectos, la posición geográfica y altura sobre el nivel del fue medida de forma manual utilizando una unidad de posicionamiento global (GPS). 60 transectos fueron realizados en hábitats naturales como matorral, pinar o mixtos (combinación de los anteriores), y 60 en cultivo, principalmente monocultivo de naranjo, y en una menor proporción asociaciones de los naranjos con otros cultivos (mandarina, olivo, melocotones, granada, algarrobo y viñedos). En cada transecto se registraron los individuos de curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala*), curruca capirotada (*S. atricapilla*) y curruca rabilarga (*S. undata*) que fueron vistos o escuchados. Una vez detectada el ave se midió la distancia perpendicular al transecto, datos tomados con un medidor de distancia laser 10x25 marca Bushnell. Las visitas por localidad se realizaron una vez en cada estación. Los censos fueron realizados por el mismo investigador a una velocidad de muestreo entre 15 a 20 minutos para evitar el doble conteo de individuos. Los censos se realizaron desde 30 minutos después de la salida del sol, y la hora de inicio varió con relación a la estación muestreada. No se realizaron censos con lluvias fuertes o viento excesivo.

En cada transecto de escucha de aves se levantó información sobre la vegetación presente. Para ello se utilizó el método del punto de intercepción (Matteucci y Colma, 1982). Este método es apto para muestrear la vegetación herbácea y arbustiva, y en muchos casos se utiliza para documentar la composición de la vegetación, determinando la cobertura de cada una de las formas de vida en los diferentes estratos (Matteucci y Colma, 1982; Bonham, 1989; Mostacedo y Fredericksen, 2000). Durante la toma de datos, se trazaron de forma perpendicular al transecto de escucha cinco

transectos de 25 m de longitud. La longitud de estos transectos se midió con una cuerda. Entre las variables de hábitat evaluadas por estrato vegetal (herbáceo, arbustivo y arbóreo) se seleccionaron la cobertura (%), la altura media de las plantas de más de 0,3 m que tocaron la línea y la riqueza de especies, calculada como el número de especies (Tabla 6).

Tabla 6. Valores medios y desviación típica (DS) de las variables de vegetación evaluadas en los hábitats muestreados. Los test estadísticos y su significancia (p) indican si hay diferencias entre las variables en los hábitats.

Tipo de hábitat	Cultivo	Natural	Test	P
Variables	Mean +/- DS	Mean +/- DS		
Cobertura herbácea (%)	8,87 +/- 9,46	6,49 +/- 10,5	U=641	0,41
Cobertura arbustiva (%)	35,3 +/- 18,5	35,5 +/- 16,6	t=-0,130	0,89
Cobertura arbórea (%)	10,8 +/- 10,1	12,7 +/- 10,6	U=245	0,55
Altura herbácea (m)	0,41 +/- 0,06	0,40 +/- 0,04	U=613	0,62
Altura arbustiva (m)	2,16 +/- 0,63	1,28 +/- 0,38	U=3144	<0,001
Altura arbórea (m)	7,26 +/- 2,44	7,48 +/- 1,59	U=219	0,28
Riqueza herbácea (# sp.)	2,10 +/- 1,44	3,63 +/- 2,44	U=323	<0,002
Riqueza arbustiva (# sp.)	3,06 +/- 2,07	8,95 +/- 3,13	U=275	<0,001
Riqueza arbórea (# sp.)	1,42 +/- 0,90	1,76 +/- 1,71	U=256	0,60

La densidad para cada especie de curruca se estimó con el programa Distance versión 6.2 (Buckland *et al.*, 2001). El tipo de hábitat y estación fueron considerados como covariables para evitar confundir cualquier cambio en la densidad debido al número limitado de observaciones (Buckland *et al.*, 2005). Los contactos de las especies se agruparon en intervalos de distancia cuando fue necesario para corregir los errores de redondeo y suavizar el conjunto de datos (Buckland *et al.*, 2008). Para cada especie se crearon todos los modelos de densidad posibles tal como lo recomienda Buckland *et al.* (1993). Se seleccionaron los modelos Semi-normal (Half-normal) y Tasa de riesgo (Hazard-rate) con término de ajuste de coseno, como los más robustos para calcular la densidad de las especies. El modelo con el criterio de información de Akaike corregido ($\Delta AICc$) más

bajo fue elegido como el mejor (Burnham y Anderson, 2002), siempre que las pruebas de bondad de ajuste χ^2 y Cramér-von Mises mostraron un ajuste adecuado (Buckland *et al.*, 1993). La densidad obtenida de la modelación, se estimó por especie en cada hábitat. Se aplicaron pruebas U de Mann-Whitney o t-student según la normalidad de los datos, para determinar la existencia de diferencias estadísticas entre la densidad por especies de curruca y las variables de vegetación registradas en los hábitats. Complementariamente, para visualizar de forma gráfica la asociación entre la densidad de las especies de curruca y las características de hábitat, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) (Ter Braak, 1986). Posteriormente, con la finalidad de saber si las variables de vegetación y los tipos de hábitat difieren respecto a la estación de muestreo (primavera e invierno) se realizó un análisis factorial. Para ello, se utilizaron los valores de los factores del ACC de los sitios y las variables hábitat. Los datos fueron analizados con el paquete estadístico XLSTAT versión 19.01.41270 (XLSTAT, 2016). Finalmente, se evaluó el efecto de las variables de vegetación sobre la densidad de las especies en primavera e invierno mediante el ajuste de un modelo lineal generalizado tipo Gamma con función de enlace logarítmica y de identidad dependiendo la especie evaluada. Para ello fue necesario realizar una adicción de 0,01 a cada dato debido a que en muchos casos la densidad observada fue nula, lo que genera inconvenientes para la transformación requerida en este tipo de modelo. Estos cálculos se realizaron con el paquete estadístico Rcmdr del programa R versión 3.0.3 (R Core Team, 2016).

Resultados

Se detectaron 2140 individuos. La curruca cabecinegra y la curruca rabilarga fueron más abundantes en primavera, mientras que la curruca cabecinegra y

la curruca capirotada lo fueron en invierno. La curruca cabecinegra obtuvo el mayor número de detecciones por estación y tipo de hábitat, seguida por la curruca rabilarga en los hábitats naturales y por la curruca capirotada en el cultivo (Tabla 7).

Tabla 7. Número de observaciones de las especies de curruca estudiadas (N) y densidad (D) derivada de la función de detección global entre los hábitats muestreados. Coeficiente de variación basado en el modelo (%CV), los grados de libertad del mismo (Df) y el valor de criterio de información de Akaike corregido (AICc).

Estación	Hábitat	Especie	Modelo	N	D	%CV	Df	AICc
Primavera	Natural	<i>S. atricapilla</i>	HN+cos	6	0,37	57,0	6,20	43,93
		<i>S. melanocephala</i>	HN+cos	413	1,32	7,87	123,7	1054,7
		<i>S. undata</i>	HR+cos	190	0,94	10,7	93,6	1490,8
	Cultivo	<i>S. atricapilla</i>	HN+cos	51	0,91	26,5	11,5	410,9
		<i>S. melanocephala</i>	HN+cos	459	1,07	7,75	181,1	1100,6
		<i>S. undata</i>	HR+cos	4	0,37	57,7	2,00	36,080
Invierno	Natural	<i>S. atricapilla</i>	HN+cos	24	0,05	43,4	70,2	77,55
		<i>S. melanocephala</i>	HN+cos	283	1,04	11,6	100,3	687,66
		<i>S. undata</i>	HN+cos	185	1,25	11,67	61,1	348,18
	Cultivo	<i>S. atricapilla</i>	HN+cos	193	0,68	16,59	153,8	219,90
		<i>S. melanocephala</i>	HN+cos	321	1,06	8,49	156,1	810,72
		<i>S. undata</i>	HN+cos	5	0,19	38,63	6,3	16,16

En primavera, la densidad de la curruca cabecinegra y la curruca capirotada no varió significativamente con relación al hábitat (U de Mann-Whitney = 1463; $p = 0,08$; $N = 60$ y U de Mann-Whitney = 169; $p = 0,31$; $N = 60$ respectivamente). Sin embargo, la densidad de la curruca rabilarga si presentó diferencias estadísticas significativas entre hábitats (U de Mann-Whitney = 2721; $p < 0,001$; $N = 60$). De otro lado en invierno, la densidad de las curruacas por hábitat mostró diferencias significativas en la curruca capirotada (U de Mann-Whitney = 601; $p < 0,001$) y la curruca rabilarga (U

de Mann-Whitney = 2924; $p < 0,001$), mientras que la curruca cabecinegra no varió estadísticamente (U de Mann-Whitney = 1609; $p = 0,32$; Figura 13).

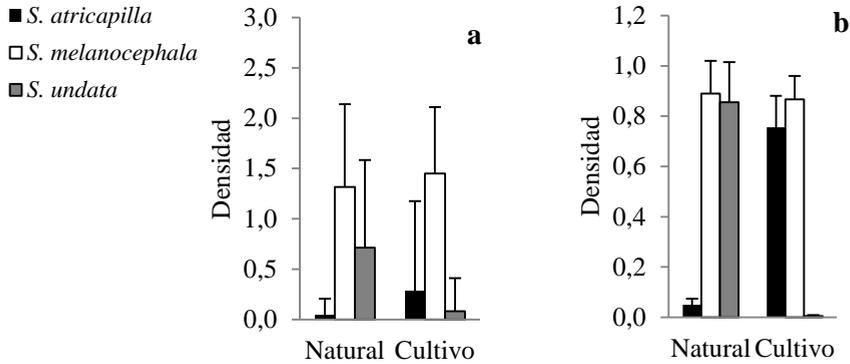


Figura 13. Media y desviación típica de la densidad (ind/ha) de las especies de currucas identificadas en los hábitats muestreados (a: primavera; b: invierno).

La estructura de la vegetación varió con relación al hábitat. Se encontraron diferencias significativas entre la cobertura herbácea y arbórea, mientras que la cobertura arbustiva no presentó variación. La altura y riqueza vegetal también mostraron diferencias significativas entre los hábitats evaluados (Tabla 6, Figura 14).

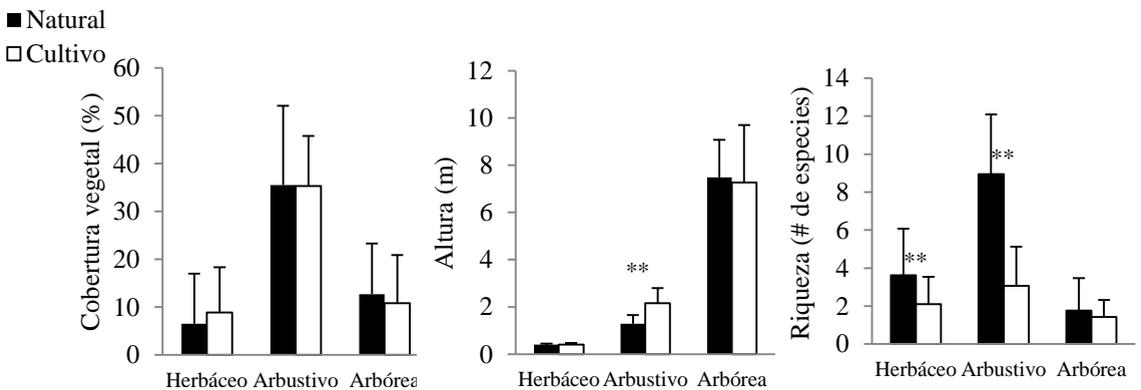


Figura 14. Media y desviación típica de las variables de hábitat evaluadas en los sitios de muestreo.

El análisis de correspondencia canónica (ACC) muestra que, en primavera el primer eje explicó el 84,2% de la variación y se asoció de forma negativa con la riqueza herbácea, riqueza arbórea, altura herbácea y los hábitats naturales. Además, este eje mostró una positiva asociación con el cultivo. Por su parte, el segundo eje explicó el 15,7% y mostró una mayor asociación con la cobertura y altura arbórea, aunque esta fue negativa. En cuanto a las especies, la curruca capirotada se asoció con el hábitat de cultivo y una mayor altura arbustiva, mientras que la curruca rabilarga se asoció con una menor heterogeneidad de la vegetación herbácea (Figura 15).

En invierno, el eje 1 explicó el 87,2% de la variación y se asoció positivamente con la heterogeneidad herbácea presente en el hábitat natural y negativamente con el hábitat de cultivo, mientras que el eje 2 mostró poca asociación con las variables analizadas (Figura 15). En este caso la curruca capirotada se asoció con el hábitat de cultivo donde la altura arbustiva fue mayor, contrario a la curruca rabilarga especie que se asoció positivamente con el eje 1 del ACC. La curruca cabecinegra fue la única especie que no mostró una clara asociación estacional con las variables evaluadas.

El análisis factorial muestra la correlación significativa entre los factores del ACC entre las estaciones muestreadas. En ambos factores la correlación fue alta (Tabla 8). El primer factor mostró una alta correlación negativa (-0,964), lo que indica cambios estacionales en la relevancia de las variables que describen el factor (tipo de hábitat y heterogeneidad herbácea).

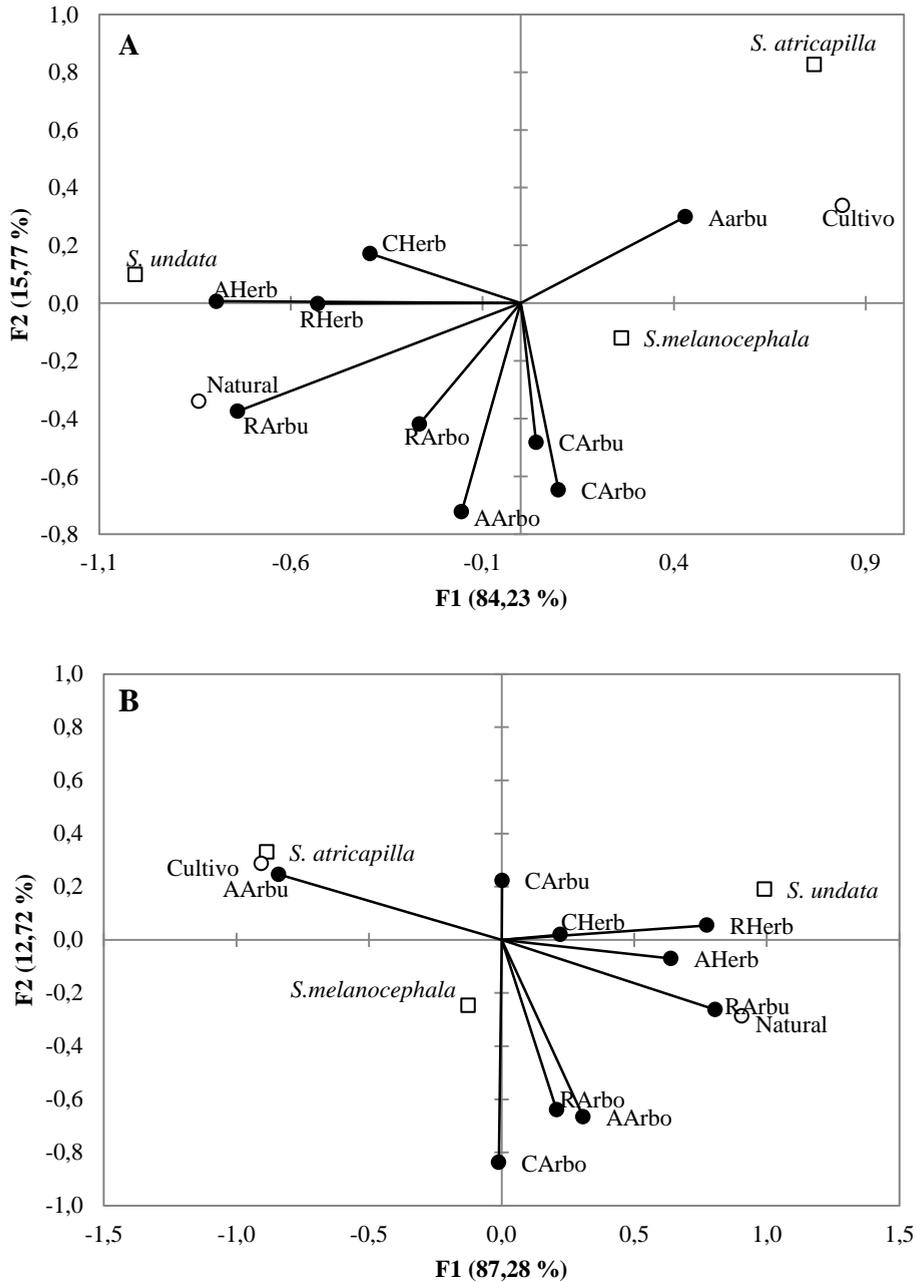


Figura 15. Proyección de la asociación entre la densidad poblacional de las especies de currucas (cuadrado) con las características de la vegetación (círculo negro) y los tipos de hábitat evaluados (círculo blanco). A= primavera, B = invierno.

Tabla 8. Correlación de la varianza entre los factores (F) de los ACC por estación (primavera e invierno).

	F1-Invierno	F2-Invierno	F1-Primavera	F2-Primavera
F1-Invierno	1	-0,373	-0,964*	-0,200
F2-Invierno		1	0,291	0,782*
F1-Primavera			1	0,073
F2-Primavera				1

*valores con un nivel de significancia < 0,05.

En el MLG de primavera aumentó significativamente la densidad de la curruca capirotada en el cultivo. La densidad de la curruca cabecinegra aumentó cuando hubo una mayor altura herbácea y cobertura arbustiva, y disminuyó con la riqueza herbácea. Finalmente, la densidad de la curruca rabilarga disminuyó cuando aumentó la altura y cobertura arbórea, y en el cultivo; por el contrario, aumentó cuando la riqueza de vegetación arbórea y arbustiva fue mayor. En invierno la densidad de la curruca capirotada fue significativamente mayor cuando aumentó la altura de la vegetación arbustiva y herbácea. Por su parte la densidad de la curruca cabecinegra aumentó con una mayor cobertura arbustiva y, al igual que la curruca capirotada, disminuyó con el aumento de la riqueza herbácea, mientras que la densidad de la curruca rabilarga aumentó cuando la riqueza arbustiva fue mayor y disminuyó cuando incrementó la cobertura arbórea y en el hábitat de cultivo (Tabla 9).

Tabla 9. Estimación del Modelo Lineal Generalizado (MLG) por especie, producto de la relación entre la densidad de las currucas, las variables de vegetación y los tipos de hábitat.

Estación Especie/Variables	Primavera		Invierno	
	Estimador	<i>t</i> valor	Estimador	<i>t</i> valor
Curruca capirotada				
Altura arbórea	0,000	0,349	0,038	-0,516
Altura arbustiva	0,070	0,903	0,835	2,356*
Altura herbácea	0,039	0,879	3,110	2,350*
Cobertura arbórea	-0,000	-0,754	-0,008	-0,314
Cobertura arbustiva	-0,000	-0,682	0,004	0,440
Cobertura herbácea	-0,000	-0,654	-0,033	-1,400
Riqueza arbórea	-0,003	-0,667	-0,205	-0,786
Riqueza arbustiva	-0,001	-0,549	-0,125	-1,594
Riqueza herbácea	0,000	0,045	-0,242	-2,037*
Hábitat [Cultivo]	0,166	2,754**	1,004	1,383
Curruca cabecinegra				
Altura arbórea	-0,018	-0,761	0,056	1,480
Altura arbustiva	0,048	0,433	0,327	1,814
Altura herbácea	1,007	0,465*	0,459	0,683
Cobertura arbórea	0,004	0,009	-0,003	-0,233
Cobertura arbustiva	0,007	2,058*	0,011	2,070*
Cobertura herbácea	-0,009	-1,153	0,001	0,152
Riqueza arbórea	0,023	0,279	-0,025	-0,189
Riqueza arbustiva	0,012	0,442	0,035	0,886
Riqueza herbácea	-0,078	-1,892*	-0,127	-2,103*
Hábitat[Cultivo]	0,281	1,175	-0,151	-0,411
Curruca rabilarga				
Altura arbórea	-0,010	-2,202*	0,011	0,226
Altura arbustiva	-0,004	-0,431	-0,247	-0,988
Altura herbácea	-0,109	0,065	1,522	1,630
Cobertura arbórea	-0,008	-2,812**	-0,079	-4,364***
Cobertura arbustiva	-0,000	-0,403	0,004	0,584
Cobertura herbácea	-0,003	1,378	-0,018	-1,107
Riqueza arbórea	0,048	2,145*	-0,097	-0,532
Riqueza arbustiva	0,027	2,824**	0,120	2,168*
Riqueza herbácea	0,001	0,500	0,026	0,316
Hábitat[Cultivo]	-0,451	-2,991**	-2,845	-5,553***

Códigos de significancia: '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05.

Discusión

La hipótesis del efecto diferencial de las características del hábitat sobre la densidad de las currucas se comprobó durante el estudio. En este, el peso de las características del hábitat sobre la densidad poblacional de las especies cambió entre tipos de hábitat y estación. Las diferencias observadas en la densidad poblacional de las especies muestran a la curruca cabecinegra como una especie en la que los cultivos no tienen un efecto ni positivo ni negativo, manteniendo un número de individuos similar al encontrado en los hábitats naturales. Por otro lado, la curruca capirotada parece haber remplazado los hábitats naturales por el uso frecuente de áreas de cultivo, efecto contrario al encontrado en la curruca rabilarga, especie que muestra una clara preferencia por hábitats naturales, y que hizo un uso mínimo del cultivo. Uso que en este estudio estuvo condicionado por la presencia de pequeños y dispersos parches de matorral, por lo que la respuesta de las currucas estudiadas ante el cultivo puede estar ligada a la configuración espacial y heterogeneidad de la vegetación presente. Esto concuerda con las tendencias poblacionales de estas especies observadas por Sirami *et al.* (2010) al describir la preferencia de hábitat de las aves al norte de Montpellier-Francia, al igual que con los reportes del Programa de Seguimiento de Avifauna en España de SEO/Birdlife (2014), y con lo encontrado por Rey (2011), en su estudio sobre la preservación de las aves frugívoras en ecosistemas agrícolas. De este modo, los patrones poblacionales observados pueden deberse a la respuesta adaptativa de las especies a la transformación de su hábitat.

Las especies mediterráneas parecen mostrar pocos cambios en la diversidad con relación a la etapa sucesional (Suárez-Seoane *et al.*, 2002), y aunque los

matorrales parecen hospedar menos especies que los hábitats abiertos, tierras de cultivo o bosques, estos sostienen varias aves endémicas (Moreira y Russo, 2007). En nuestro estudio, la densidad de la curruca cabecinegra se mantuvo estable entre hábitats y estaciones, sin embargo, la densidad de la curruca rabilarga (especie especialista) varió de acuerdo al tipo de hábitat. Es probable que especies ecológicamente dependientes de hábitats por sus necesidades claves (forrajeo, crianza, o ambas), como es el caso de la curruca rabilarga, tiendan a disminuir a medida que son transformados y la composición y estructuración vegetal difiere cada vez más de la de su hábitat de origen.

En el Mediterráneo, las plantas cultivadas ocupan grandes áreas, y en las zonas suburbanas aparecen multitud de jardines con arbustos ornamentales que atraen especies de aves frugívoras, las cuales cambian sus hábitats de forrajeo habituales por lugares donde estas plantas no nativas proporcionan frutos en altas densidades (Debussche y Isenmann, 1990). Incluso se han establecido asociaciones espaciales y temporales positivas entre la disponibilidad de frutos y la abundancia de frugívoros en hábitats de cultivo (Rey, 1995). En nuestro estudio la densidad de la curruca capirotada (especie migratoria) fue mayor en cultivo, sobre todo durante el invierno. Esto ha sido observado en otras investigaciones en donde la especie ha preferido hábitats de cultivo sobre los hábitats naturales disponibles (De Los Santos *et al.*, 1986; Remeš, 2003). De este modo, la distribución local de estas poblaciones en invierno debe estar determinada por factores tales como la disponibilidad de alimento en su zona de invernada (De Los Santos *et al.*, 1986). Al parecer las aves que seleccionan los cultivos son especies adaptadas a explotar la abundancia temporal de recursos de origen vegetal, y que encuentran en los terrenos cultivados un hábitat apropiado para invernarse (Tellería *et al.*, 1988a). Este comportamiento no solo incluye a poblaciones migrantes, sino también a las poblaciones de especies residentes que realizan

movimientos locales para alimentarse en tierras cultivadas en invierno como es el caso de la curruca cabecinegra (Debussche y Isenmann, 1990).

Nuestros resultados muestran como algunas variables de hábitat influyeron en la distribución de las especies de curruca, lo que hace que existan diferentes asociaciones y efectos de variables como la altura, cobertura y riqueza de la vegetación. Estos resultados reflejan la repartición del espacio entre las especies, y a su vez confirman la hipótesis de la segregación ecológica como estrategia para explicar la coexistencia de especies simpátricas de currucas mediterráneas (Martin y Thibault, 1996). Sin embargo, la cercanía a los ejes del ACC observada en la curruca cabecinegra puede indicar la gran plasticidad de la especie, o la necesidad de incluir además de las características de hábitat evaluadas, otros factores como por ejemplo la disponibilidad de alimento, la territorialidad, el microclima y la topografía que podrían ayudar a entender mejor la decisión de las currucas a la hora de seleccionar estos hábitats.

En nuestro estudio, la significativa relación de la curruca cabecinegra con hábitats de mayor cobertura arbustiva, parece beneficiar su tendencia hacia la diversificación de nicho ecológico cuando se encuentra ante la presencia de otras especies de su mismo género (Martin y Thibault, 1996; Ieronymidou *et al.*, 2012). De ahí que la selección de hábitat realizada por esta especie parezca ser menos estricta (Shirihai *et al.*, 2001), y presentar similares densidades de individuos en los hábitats evaluados. Es probable que este comportamiento favorezca el aumento continuo de su tendencia poblacional positiva en primavera en su área de distribución y, especialmente, en España (SEO/Birdlife, 2014).

Además, la coocurrencia de la curruca cabecinegra reportada en nuestro estudio, se explica por su amplitud en la altura de forrajeo (Cody, 1985; Shirihai *et al.*, 2001). Este hecho nos permite considerarla como una especie

generalista en su rango de distribución, o tal como la definen Gil y Barberá (1997) una especie ubicua, pues se comporta de manera similar tanto en ecosistemas naturales como en cultivo. Nuestros resultados concuerdan con lo obtenido por Ieronymidou *et al.* (2012), quienes describieron a la curruca cabecinegra como una especie flexible que explora diferentes nichos, viéndose beneficiada por los cambios en los patrones de uso del suelo. Sin embargo, los mismos autores reportan poca abundancia de la especie en plantaciones de cítricos, contrario a nuestros resultados en los que la especie presentó una alta densidad en estos cultivos. Al respecto, Murgui (2010) encontró que la gestión descuidada de los naranjales en la huerta valenciana permite el desarrollo de una densa y alta cobertura de algunas malas hierbas que podrían proporcionar refugio y alimento para aves insectívoras, convirtiendo a estos campos en potencialmente adecuados para la reproducción de algunas especies como la curruca cabecinegra.

La curruca rabilarga muestra una clara selección por los hábitats naturales, en donde la cobertura y riqueza de la vegetación herbácea fue mayor. Este hecho es consistente con lo observado en otras investigaciones en las que se afirma que esta especie tiende a ser más abundante en los parches de matorral de altura media o baja (Martin y Thibault, 1996; Van den Berg *et al.*, 2001; Herrando *et al.*, 2003; Rey, 2011; Chiatante, 2014). Por el contrario, la presencia de esta especie en los cultivos es casi nula (Van den Berg *et al.*, 2001; Rey, 2011; Chiatante, 2014). A pesar de que la especie se ve afectada de forma negativa por la mayor estructuración vegetal (Herrando *et al.*, 2003), es clara la especificidad de su selección (Bibby, 1979; Van den Berg *et al.*, 2001; Murison *et al.*, 2007; Chiatante, 2014) y su estrecha relación con la altura de la vegetación, razón por la cual su rareza en agroecosistemas de naranjo se relaciona con la homogeneidad estructural, en la que predomina el estrato arbustivo (árboles entre 2 y 3 metros de altura), y la ausencia casi total del herbáceo; estrato en el que se demuestra que esta

especie realiza con mayor frecuencia la búsqueda de su alimento (Bibby, 1979).

La vegetación mediterránea es a menudo un mosaico de parches de matorral, con altura de dosel uniforme, en el que se distingue claramente la estructura y composición de especies vegetales (Martin y Thibault, 1996). Es probable que en nuestro estudio la heterogeneidad del paisaje mediterráneo haya incidido en el efecto de las características de la vegetación sobre la densidad de las especies en este hábitat natural. Sin embargo, el efecto significativo y negativo de la riqueza herbácea en la curruca cabecinegra, podría ser el resultado de la segregación ecológica que realiza el grupo de congéneres, pues a pesar del gran solapamiento en la selección de parches y en el comportamiento alimenticio, las currucas se segregan desde un punto de vista ecológico, y se ha demostrado diferencias en la elección de las especies vegetales utilizadas en la búsqueda de alimento, al igual que en la selección de la estructura de la planta usada (Martin y Thibault, 1996).

Otros estudios han revelado la importancia de los cultivos como hábitat para las aves durante el invierno (Murgui, 2010; Rey, 2011; Dietzen *et al.*, 2013; Assandri *et al.*, 2016). Sin embargo, la densidad y riqueza de las aves en los cultivos varía en relación a las condiciones de manejo, relacionándose positivamente con la cubierta dispersa de hierba, la presencia de frutales y la diversidad arbórea (Myczko *et al.*, 2013). Nuestros resultados muestran que especies como la curruca capirotada y la curruca cabecinegra encuentran en el cultivo, un sitio que les permite el sostenimiento de sus poblaciones. De esta manera es posible que requerimientos tan importantes para las aves como lo son la disponibilidad de alimento y la protección ante depredadores (Watts, 1991; Pérez-Tris y Tellería, 2002) estén cubiertos en estos lugares, más aún cuando parecen preferirlos sobre los hábitats naturales.

De otro lado, la clara repartición del espacio observado entre las especies estudiadas permite descartar para nuestra área de estudio la hipótesis de selección por competición propuesta por Pérez-Tris y Tellería (2002) para explicar la presencia de la curruca capirotada en cultivos de olivo. Presentamos como hipótesis alternativa que la mayor presencia de la curruca capirotada en los cultivos puede relacionarse con la mayor cobertura arbustiva, pues se ha demostrado que los arbustos atraen más número de aves frugívoras, proporcionando los recursos alimentarios que ellas requieren (Narayana *et al.*, 2013; Rajashekara y Venkatesha, 2014). Apuntando además la importancia de los cultivos en la recepción de una serie de especies invernantes de alimentación granívora y frugívora (Santos y Tellería, 1985) como es el caso de las ya mencionadas. Al respecto, Cantos (1995) encontró que la cobertura vegetal en olivares fue la principal característica para determinar su capacidad para acoger a las currucas capirotadas invernantes. Shirihai *et al.* (2001) afirman que el incremento de las plantaciones de olivo en el mediterráneo podría estar favoreciendo las poblaciones invernantes de esta especie en la zona. Además, en época no reproductiva, la elección de hábitat esta dictada por la disponibilidad de frutos (Shirihai *et al.*, 2001), y plantaciones de olivo y cítricos como las estudiadas resultan ser un buen hábitat para las especies en esta época del año.

Partiendo de los resultados obtenidos y la progresiva evidencia del crecimiento poblacional de las currucas en agroecosistemas de naranjo, nos preguntamos si en los cultivos durante el invierno existe un equilibrio entre la disponibilidad de alimento y la estructura vegetal, que proporcione un hábitat invernal óptimo para especies omnívoras y frugívoras como la curruca capirotada y la curruca cabecinegra. Al respecto autores como Watts (1991) y Pérez-Tris y Tellería (2002) afirman que es probable que las aves de bosque como la curruca capirotada, sean más vulnerables a los

depredadores en paisajes abiertos, como fue el caso de la mayoría de los hábitats naturales estudiados, lo que pudo incidir en la mayor presencia de estas especies en las áreas de cultivo.

Los cambios estacionales que presentan las aves están determinados por la oportunidad de alimentación, la disponibilidad de sitios de nidificación, de refugio y una mayor protección contra los depredadores (Suárez y Santos, 1988; Marone *et al.*, 1997; Caula *et al.*, 2008; McClure *et al.*, 2013; Holt *et al.*, 2014). Sin embargo, nuestros resultados no muestran cambios estacionales en la selección de hábitat por parte de las especies de curruca estudiadas. Un comportamiento similar fue observado por Caula *et al.* (2008). Este hecho puede estar reflejando la preferencia y fidelidad de algunas de las curruca estudiadas (ej: la curruca rabilarga y la curruca capirotada) por determinados tipos de hábitat, y la idoneidad de los mismos para sostener sus poblaciones.

En contraste con nuestros resultados, en otras investigaciones se han encontrado cambios estacionales en la selección de hábitat que realizan las aves paseriformes. Por ejemplo, McClure *et al.* (2013) al estudiar el uso estacional del hábitat por las aves que se reproducen en arbustos encontraron que todas las especies analizadas realizan diferentes asociaciones de hábitats dependiendo de las estaciones. Cambios estacionales de hábitat también fueron observados por Gainzarain (1996), quien afirma que durante el invierno las formaciones que en primavera atraen a la mayoría de las especies de aves se ven abandonadas de forma generalizada, debido tanto a la desaparición de las aves estivales como al desplazamiento en las preferencias de hábitat de las especies residentes. Así mismo, Holt *et al.* (2014) encontraron que el Chochin *Troglodytes troglodytes* Linnaeus, 1758 mostró variación estacional, con preferencia hacia la vegetación herbácea en invierno, pero no en primavera, respuesta que los autores atribuyen a sutiles

cambios de hábitat debido a una combinación de oportunidades de alimentación, refugio y una mayor protección contra los depredadores. Marone *et al.* (1997) hallaron que el gremio granívoro no distingue entre hábitats en invierno, pero en primavera fue significativamente más abundante en el bosque abierto donde la disponibilidad de sitios para nidificar fue muy superior en este ambiente en comparación al matorral arbustivo.

Nuestros resultados ratifican la segregación ecológica observada en el grupo, y demuestran que la estratificación vertical es un componente importante en la selección del hábitat invernal que realizan las especies de curruca estudiadas. Sin embargo, es importante tener en cuenta que la selección varía de acuerdo a la composición y estructuración del hábitat, tanto como con el diseño espacial del paisaje. De modo que la selección que realizan estas especies se relaciona con sus diferencias ecológicas a nivel de microhábitat (búsqueda de alimento, sitios de percha, protección contra depredadores entre otras), las cuales generan que especies como la curruca rabilarga, sean más sensibles a la ausencia de una estructura herbácea en su hábitat que a la drástica transformación estructural del paisaje.

CAPÍTULO V.

OCUPACIÓN INVERNAL DE CULTIVOS DE NARANJOS POR LA CURRUCA CAPIROTADA (*Sylvia atricapilla*) EN EL SURESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.



Curruca capirotada en cultivo de naranjo

Introducción

El invierno es el periodo más crítico para las aves. En esta temporada el objetivo principal de las especies es encontrar las condiciones más favorables para garantizar su supervivencia (Jokimäki *et al.*, 2002). Las aves, bajo el aumento del gasto térmico en invierno tienden a preferir altitudes más bajas (Carrascal y Díaz, 2006), en donde la mayor producción primaria favorecida por la termicidad y las precipitaciones otoñales, propician su asentamiento (Díaz y Tellería, 1994; Tellería y Santos, 1995; Senar y Borrás, 2004). En la Península Ibérica las áreas donde hay mayor riqueza de aves durante el invierno se localizan principalmente en el suroeste, el valle del Ebro y los grandes humedales costeros peninsulares, especialmente de la costa del Mediterráneo (Senar y Borrás, 2004; SEO/BirdLife, 2012). Esta última zona es el principal sitio de invernada para la mayoría de passeriformes migratorios presaharianos (Pérez-Tris *et al.*, 1999). Esto hace que la diversidad y el tamaño poblacional de las especies en ecosistemas mediterráneos este favorecida por la estacionalidad (Santos y Tellería, 1985; Carrascal *et al.*, 2016).

Los estudios en los que se ha evaluado la selección de sitios de invernada de las aves se han realizado en altitudes superiores a 1000 m, y su objetivo ha sido analizar diferentes enfoques espaciales, entre los que se considera el uso de unidades ecológicas como la estructura de la vegetación, la disponibilidad de alimento, la situación geográfica y el clima para explicar la selección que realizan las especies (De Los Santos *et al.*, 1986; Tellería y Santos, 1995; Santos, 1996; Carrascal *et al.*, 2012; Tellería *et al.*, 2016). Sin embargo, en pocos estudios se analiza la variación de la ocupación de las especies que seleccionan estos ecosistemas en altitudes más bajas, y menos aún son los

estudios que analizan el papel que cumplen ecosistemas transformados como los cultivos (Santos y Tellería, 1985; Díaz y Tellería, 1994; Rey, 2011; Myczko *et al.*, 2013).

Algunos autores han encontrado que los distintos elementos del paisaje desempeñan un papel complementario para la avifauna a lo largo del ciclo anual, y se ha observado que en los movimientos estacionales que realizan las especies durante el invierno hay una marcada preferencia por las zonas agrícolas (Gainzarain, 1996; Dietzen *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2014; Chiatante y Meriggi, 2016). En las áreas agrícolas, además de la cobertura de los cultivos, la abundancia de las precipitaciones cobra mayor relevancia que la temperatura pues juega un papel determinante en el aumento de la productividad (Senar y Borrás, 2004). El grupo de aves que seleccionan cultivos está constituido por especies adaptadas a explotar la abundancia temporal de recursos de origen vegetal y que encuentran en los terrenos cultivados un hábitat apropiado para invernar (Tellería *et al.*, 1988b). En este caso la heterogeneidad espacial no parece ser muy importante en la abundancia de las aves en los sistemas agrícolas independientemente del tipo de cultivo (Castro-Caro *et al.*, 2013; Morales *et al.*, 2013). Aunque algunos autores indican que dependiendo del tamaño del cultivo, la especie de ave y el gremio trófico, la heterogeneidad del hábitat puede ser claramente importante en la determinación de la ocupación (Peisley *et al.*, 2015; Assandri *et al.*, 2016).

Entre las especies migrantes centroeuropeas se encuentra la curruca capirotada *Sylvia atricapilla*. Esta especie tiene a las zonas costeras mediterráneas como una zona de invernada tradicional (Berthold y Terrill, 1988). Durante el invierno en el mediterráneo, sus poblaciones migratorias están más relacionadas con los seres humanos y tierras agrícolas (Caula *et al.*, 2008; Caula *et al.*, 2014; Chiatante y Meriggi, 2016). En España, la

curruca capirotada ha sido reportada en cultivos de cebolla, chufa, patata, sandía, naranjos, viñedos, cereales y olivos entre otros (Murgui, 2010; Rey, 2011; Dietzen *et al.*, 2013; Assandri *et al.*, 2016). Sin embargo, la mayoría de los estudios del uso de cultivo por parte de la especie se han realizado en plantaciones de olivo, en los cuales el establecimiento exitoso de frugívoros ha sido interpretado como una pre-adaptación a estos cultivos por su relación con parientes silvestres (Rey, 2011). La disponibilidad de fruta es uno de los mejores predictores de la abundancia de curruca invernales en ambientes mediterráneos (De los Santos *et al.*, 1986; Tellería y Pérez-Tris, 2003). El hecho de que la curruca capirotada rastree la disponibilidad de aceitunas tanto a escala local como regional (Rey, 1995; Tellería y Pérez-Tris, 2003), sugiere que los individuos tendrían un acceso similar a los recursos alimenticios en todos los sitios (Tellería y Pérez-Tris, 2003).

Es indiscutible que la temporada invernal genera cambios importantes en la dinámica de las aves, muchos de los cuales son influenciados por los movimientos migratorios que realizan las especies hacia sitios más óptimos, por ello en esta investigación se evaluó la ocupación invernal de cultivos de naranjo por la curruca capirotada. Nuestros objetivos específicos fueron: 1) identificar las variables que pueden incidir en la ocupación de hábitat que realiza la especie; 2) comprender el rol de la estructuración vegetal del cultivo en la distribución y la abundancia de la curruca capirotada; 3) determinar si existen cambios en la ocupación que realiza la especie entre tipos de cultivo.

Método

El estudio se llevó a cabo en la provincia de Valencia (latitud 39°20'00"N, longitud 0°50'00"O), ubicada en el sureste de España (Figura 16). El clima dominante en el lugar es el mediterráneo. En la provincia la vegetación

natural es la típica mediterránea, encinares (*Quercus ilex*), robledales (*Quercus faginea* Lam. 1785), alcornoques (*Quercus suber* L. 1753), pinares (*Pinus* spp), romero (*Rosmarinus officinalis*), tomillo (*Thymus vulgaris*) y sabina (*Juniperus phoenicea*) entre otras. Sin embargo, en la actualidad los hábitats naturales forman parte de un mosaico que incluye grandes extensiones de cultivos de naranjos (*Citrus sinensis*), mandarina (*Citrus reticulata* Blanco 1837), olivo (*Olea europaea* L. 1753), melocotones (*Prunus persica* (L.) Stokes 1812), granada (*Punica granatum* L. 1753), kaky (*Diospyros kaki* L.f. 1782), algarrobo (*Ceratonia siliqua* L.g 1753), níspero (*Eriobotrya japonica* Lindl. 1821), Cerezo (*Prunus avium* L. 1755), almendro (*Prunus dulcis* (Mill.) D. A. Webb 1967), limón (*Citrus limon* (L.) Burm. fil. 1768) y viñedos (*Vitis* spp). Entre algunos cultivos se identificaron especies arbóreas como el pino (*Pinus* sp) y nogal (*Juglans regia* L. 1753). También se registraron especies arbustivas entre las que se encuentra el lentisco (*Pistacia lentiscus*), el carrizo (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. 1841) y la coscoja (*Quercus coccifera*); y especies herbáceas como la uña de gato (*Uncaria tomentosa*, Willd. Ex Schult. DC. 1830), el romero (*Rosmarinus officinalis*), la esparraguera (*Asparagus acutifolius* L. 1753), las amapolas (*Papaver pinnatifidum* Moris 1837) y diversas especies de la familia asterácea.

En invierno del 2015 y 2016 se realizaron los censos en 60 localidades de la Provincia de Valencia. Para ello se establecieron transectos lineales de un kilómetro de longitud (Bibby *et al.*, 1992). La distancia de los transectos fue medida de forma manual utilizando una unidad de posicionamiento global (GPS). En cada transecto se registraron los individuos de curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*) que fueron vistos o escuchados. Las localidades fueron visitadas una vez en cada temporada invernal. Los censos fueron realizados por el mismo investigador a una velocidad de muestreo entre 15 a 20 minutos, para evitar el doble conteo de individuos. Los censos se realizaron

a partir de 30 minutos después de la salida del sol, de forma que la hora de inicio varió conforme avanzaba la temporada invernal. No se realizaron censos con lluvias fuertes o viento excesivo.

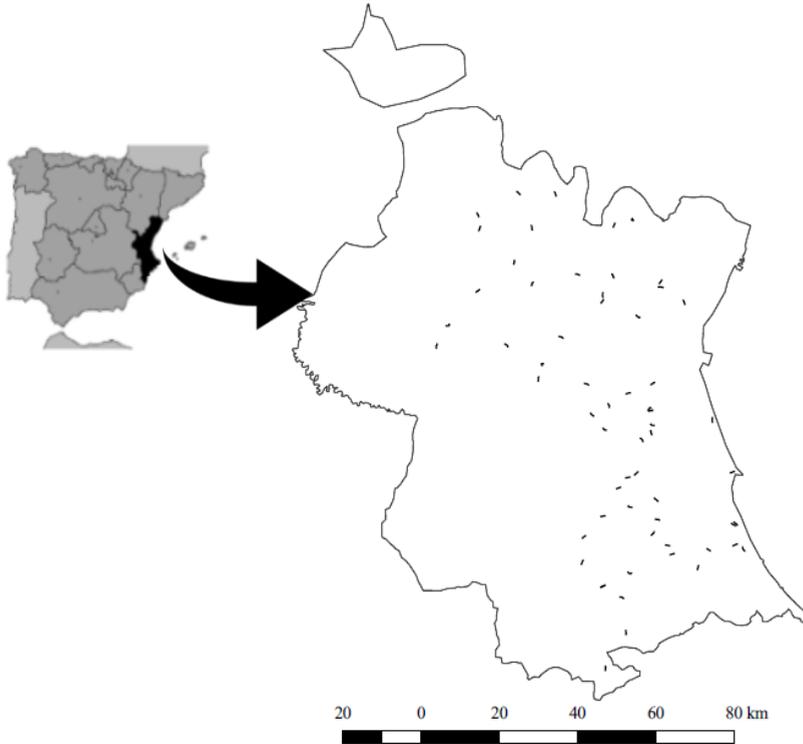


Figura 16. Localización geográfica de la Provincia de Valencia en España. Los puntos negros muestran la distribución de los cultivos en el área.

Para evaluar la influencia de los cambios estructurales del cultivo en la abundancia de la curruca capirotada, en cada transecto se levantó información sobre la vegetación presente. Para ello se utilizó el método punto de intercepción (Matteucci y Colma, 1982). Este método es apto para muestrear la vegetación herbácea y arbustiva, y en muchos casos se utiliza para documentar la composición de la vegetación, determinando la cobertura de cada una de las formas de vida en diferentes estratos (Matteucci y Colma,

1982; Bonham, 1989; Mostacedo y Fredericksen, 2000). Para la toma de datos, se trazaron de forma perpendicular al transecto de escucha, cinco transectos de 25 m de longitud. La longitud de los transectos se midió con una cuerda y en cada uno se registró la vegetación con altura superior a 0,3 m, que tocó la línea. Entre las variables evaluadas se seleccionaron la cobertura vegetal (%), la altura de la planta (m) y la riqueza de especies. Además, con la ayuda de un GPS se registró la posición geográfica y altura sobre el nivel del mar de cada transecto.

La estructura de los cultivos ocupados y no ocupados se calculó mediante el empleo de los estimadores de riqueza (Margalef), equitatividad (Shannon-Wiener) y dominancia (Simpson). En el cálculo de los índices se usó el programa Past versión 3.17 (Hammer y Harper, 2001). Consideramos la complejidad basada en la función del paisaje de Papadimitriou (2002), según lo cual la complejidad varía significativamente de acuerdo al número de elementos, número de interacciones y la conectividad. En nuestro estudio la clasificación de la complejidad del cultivo se realizó utilizando el número de elementos (riqueza) y las interacciones entre estos expresada por la equitatividad y dominancia. Las diferencias estadísticas en la altitud, la altura y cobertura vegetal, al igual que de la riqueza, dominancia y equitatividad vegetal entre los cultivos ocupados y no ocupados, así como la comparación de abundancia de la especie en cada cultivo por año fueron evaluadas con la prueba Chi-cuadrado o prueba U de Mann-Whitney. Las diferencias en la abundancia de la curruca capiroxada entre los tipos de cultivo y los años de muestreo se analizaron por medio de un ANOVA de dos vías. Posteriormente se empleó un análisis de regresión lineal para determinar la existencia de relación entre la abundancia de la curruca capiroxada y las características estructurales presentes en los cultivos homogéneos y heterogéneos. Las pruebas fueron realizadas con el programa estadístico XLSTAT-Ecology versión 5(2017).

Resultados

De los 60 muestreos realizados, solo en el 25% ($n = 15$) no se registraron individuos de la curruca capirotada. La estructura vegetal entre los cultivos ocupados y no ocupados por la especie no presentó diferencias significativas, sin embargo si varió en relación a la altitud (Tabla 10).

Tabla 10. Media \pm desviación típica de las variables estudiadas, y estadístico de la variación entre los cultivos ocupados y no ocupados por curruca capirotada.

Variables	Ocupado (N=45)	No ocupado (N=15)	Test
Cobertura	42,8 \pm 24,5	37,9 \pm 19,3	t = -0,71; g l= 58; p = 0,48
Altura	2,28 \pm 0,87	1,93 \pm 0,79	U = 265; p = 0,22
Riqueza	0,98 \pm 0,01	1,01 \pm 0,04	t = 0,19; gl = 57; p = 0,85
Equitatividad	0,85 \pm 0,00	0,91 \pm 0,01	t = 0,70; gl = 54; p = 0,48
Dominancia	0,48 \pm 0,00	0,47 \pm 0,01	t = 0,13; gl = 57; p = 0,89
Altitud	181 \pm 3,86	438 \pm 19,9	U = 499,5; p = 0,001

En total se registraron 215 detecciones de individuos. La abundancia de la curruca capirotada no difirió entre el tipo de cultivo y año de muestreo (ANOVA de dos vías: $F_{2, 44} = 1,81$, $p > 0,05$; Figura 17), aunque el número de contactos registrados en el cultivo heterogéneo ($n = 143$) fue superior al observado en el cultivo homogéneo ($n = 73$), y durante el 2014 ($n = 153$) se detectaron más individuos que en el 2015 ($n = 62$).

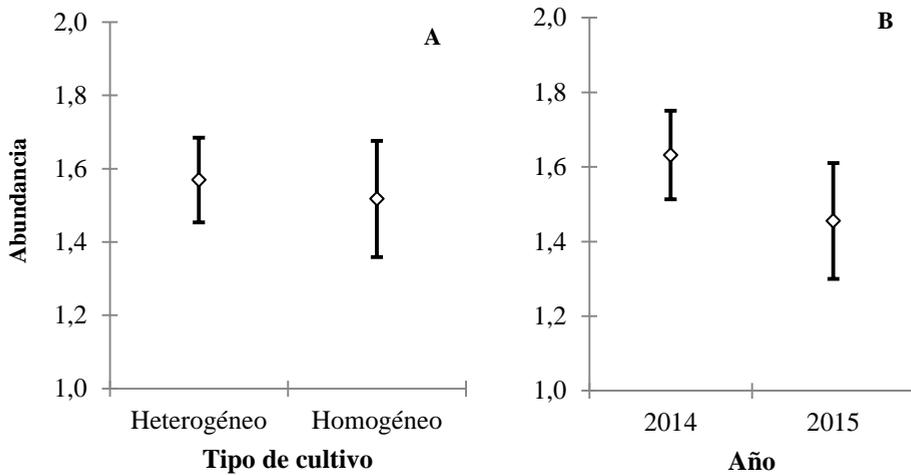


Figura 17. Comparación de la media y desviación típica de la abundancia de la curruca capirotada entre cultivos (A) y años (B).

La riqueza vegetal no difiere significativamente entre cultivos homogéneos y heterogéneos; sin embargo, la dominancia y equitatividad si variaron. El valor medio de la dominancia fue mayor en el cultivo homogéneo y la equitatividad presentó su máximo valor en el cultivo heterogéneo (Tabla 11).

Tabla 11. Media \pm desviación típica de los índices de la vegetación de cada cultivo y estadísticos de la variación.

	Cultivo homogéneo	Cultivo heterogéneo	Test
Margalef	0,74 \pm 0,03	1,11 \pm 0,02	t = 1,74; gl = 43; p = 0,09
Equitatividad	0,57 \pm 0,02	1,04 \pm 0,01	t = 3,24; gl = 43; p = 0,00
Dominancia	0,67 \pm 0,01	0,42 \pm 0,00	t = -4,51; gl = 43; p = <0,00

El análisis de regresión reveló que ninguna de las características estructurales del hábitat se relacionó significativamente con la abundancia de

la especie en los cultivos (Figura 18), y se observan tendencias similares en los dos tipos de cultivo.

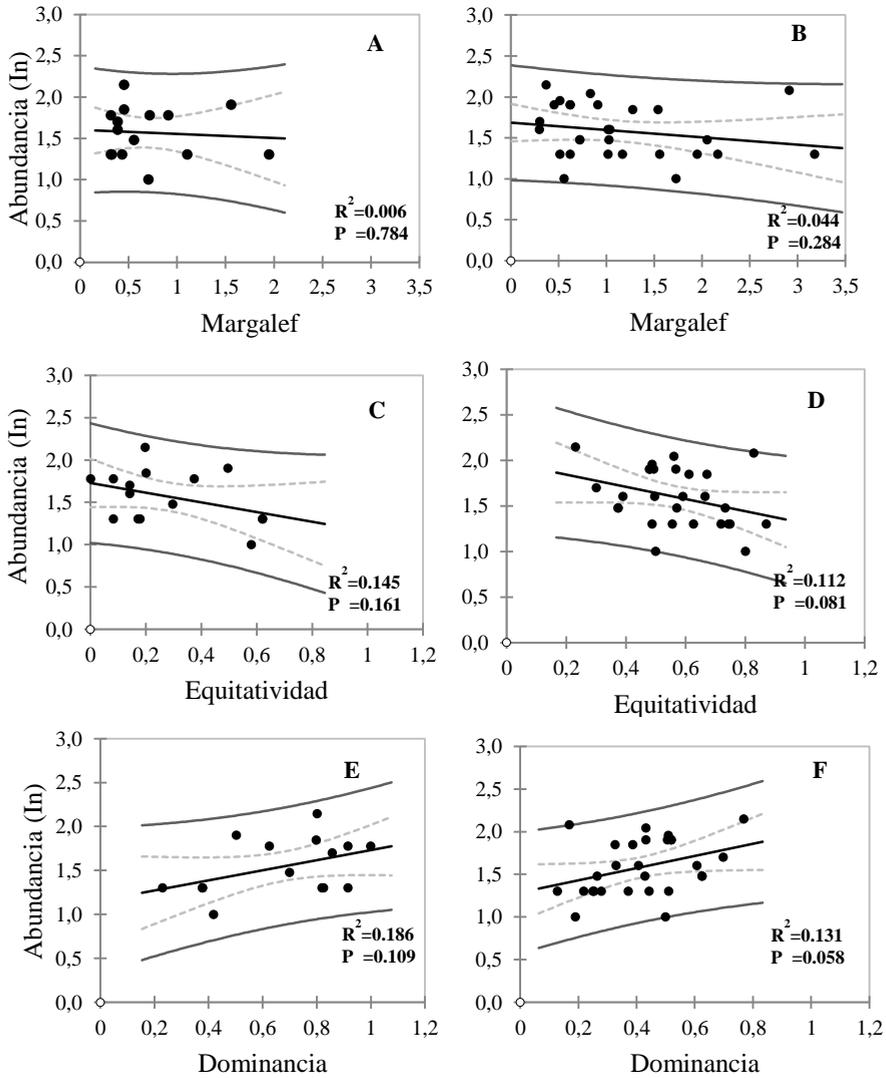


Figura 18. Relación entre la abundancia de la curruca capirotada y la riqueza, equitatividad y abundancia de la vegetación en el cultivo homogéneo (A, C y E) y heterogéneo (B, D y F).

Discusión

De acuerdo con nuestros resultados, la curruca capirotada selecciona cultivos de naranjo como hábitat de invernada, en donde además, la abundancia de la especie no parece estar determinada por la organización estructural del cultivo. Estos resultados corroboran lo encontrado en otros estudios en los que se sugiere la tendencia de la curruca capirotada a preferir como hábitat de invernada zonas antrópicas tipo cultivo (De Los Santos *et al.*, 1986; Rey, 1995; Belda *et al.*, 2007; Rey, 2011; Assandri *et al.*, 2016). Nosotros no encontramos diferencias entre las características del hábitat de los cultivos ocupados y no ocupados por la especie. Sin embargo, la clara variación observada en la altitud a la que se situaron los hábitats, podría ayudar a explicar el porqué de los cambios en la ocupación espacial registrada en los cultivos. Si bien el efecto altitudinal en la distribución de aves migrantes ya ha sido demostrado en altitudes elevadas (Carrascal *et al.*, 2012; Tellería *et al.*, 2016), nuestro estudio manifiesta que este patrón también puede darse en altitudes bajas, en donde además de temperaturas más suaves, las especies podrían encontrar una mayor disponibilidad de alimento.

Por otro lado, no podemos ignorar la importancia de variables de hábitat como la altura, cobertura y riqueza en la selección de hábitat que realizan las aves (Díaz y Tellería, 1994). Aunque estas variables no presentaron diferencias estadísticas, es posible que la mayor cobertura vegetal de los cultivos ocupados, se relacione con la mayor ocupación de estos por parte de la especie. De hecho, se ha demostrado una mayor atracción de los sílvicos hacia árboles densamente foliados, atracción que se considera como una respuesta para reducir la probabilidad de depredación durante la alimentación (Sapir *et al.*, 2004). Por el contrario, la abundancia de aves

parece disminuir con el aumento de la complejidad del cultivo (Concepción *et al.*, 2008), y en nuestro estudio encontramos que los cultivos con mayor riqueza vegetal no fueron ocupados por la especie.

La abundancia de la curruca capirotada no mostró relación con el tipo de cultivo (homogéneo y heterogéneo), de modo que la complejidad del cultivo a pequeña escala podría no ser muy importante para explicar la abundancia de la especie en los sistemas agrícolas perennes mediterráneos. Estos resultados coinciden con Castro-Caro *et al.* (2013) quienes tampoco encontraron relación entre la abundancia de las aves con la estructuración del paisaje. La similitud en la abundancia encontrada entre cultivos se puede atribuir a la capacidad que tiene la curruca capirotada de rastrear los cambios en la disponibilidad del alimento a escala de parche (Rey, 1995). La estrategia de búsqueda de alimento transeúnte (Senar y Borrás, 2004; Belda *et al.*, 2007), parece facilitar la exploración en el cultivo independientemente de su estructuración. Asimismo, algunas poblaciones de curruca capirotada parecen haber sufrido un cambio evolutivo en el comportamiento migratorio como consecuencia de los cambios ambientales artificiales y de hábitat creados por actividades humanas, que han precedido al cambio en la selección del hábitat invernal de esta especie (Berthold, 1995). Este comportamiento puede verse beneficiado por la dominancia de la matriz circundante, y el tamaño y distribución del cultivo (Assandri *et al.*, 2016). Se ha observado que la abundancia de la curruca capirotada responde incluso a la dinámica de uso de los cultivos, encontrando que su densidad disminuye después de la cosecha (Rey, 1995). Además, en cultivos perennes la intensidad de la perturbación generada por el manejo es mucho más baja que en otros tipos de cultivo (Bruggisser *et al.*, 2010). En estos cultivos, la proporción de recursos estacionales es más predecible para las especies, y actúan como hábitats alternativos para las comunidades de aves entre las que destacan las migratorias (Rey, 2011).

En naranjales, la información sobre la ocupación invernal por las aves es escasa (Johnson *et al.*, 2006; Belda *et al.*, 2007; Murgui, 2010; Dietzen *et al.*, 2013), aunque al parecer en el sureste de España esos sistemas constituyen un hábitat invernal frecuente para la curruca capirotada. En estos hábitats la curruca capirotada parece alimentarse de la naranja caída, y esta se convierte en un recurso disponible durante todo el invierno. Además, la estrategia alternativa de picotear la pulpa desempeña un papel muy importante en especies de aves como la curruca capirotada, cuando el fruto consumido resulta difícil de manipular e ingerir entero (Rey y Gutiérrez, 1996; Hernandez, 2008). La característica pre-adaptativa de picotear la fruta, permite a los frugívoros sobrevivir en tierras de cultivo donde el tamaño de la fruta ha sido aumentado por selección artificial (Rey y Gutiérrez, 1996; Rey, 2011). Lo anterior también ha sido reportado en la especie en olivares, en donde al parecer es particularmente frecuente, y es interpretado como un comportamiento de alimentación oportunista para hacer frente a la baja disponibilidad de frutas (Rey, 2011). Por otro lado, es posible que, tal y como ocurre con las aceitunas (Rey, 2011), las naranjas sean un recurso invernal predecible para la curruca capirotada a nivel regional, y la poca variación intrínseca (disponibilidad, fenología y distribución) propicie que los naranjales sean ocupados por la especie durante toda la temporada.

Las diferentes pre-adaptaciones sugeridas en la curruca capirotada para garantizar el usos de cultivo (Berthold, 1995; Rey y Gutiérrez, 1996; Hernandez, 2008); incluso la presencia de poblaciones residentes de la especie en este hábitat (Berthold, 1995; Pérez-Tris *et al.*, 1999; Pérez-Tris y Tellería, 2002; Hera *et al.*, 2012; Morganti *et al.*, 2017), vislumbra la necesidad de considerar esta información en el diseño futuro de las estrategias de manejo de este hábitat, ya que podrían inferir en la dinámica poblacional de las especies que los habitan. La curruca capirotada no parece verse afectada por la estructuración local del cultivo. No obstante, el hecho

de que la mayoría de las tierras de cultivo se vean afectadas por la intensificación, tipo de paisaje y cosecha, puede afectar la disponibilidad de alimento para las aves (Rey, 2011), y generar diferentes comportamientos en el movimiento de las poblaciones migratorias de la curruca capirotada dentro del cultivo (Belda *et al.*, 2007). En el caso particular de los naranjales, la ocupación como hábitat invernal por parte de la curruca capirotada puede verse favorecida por la reducción en los últimos años de la intensificación de las prácticas agrícolas, lo que facilita la colonización de las especies. Sin embargo, es posible que la cada vez creciente heterogeneidad espacial del cultivo de naranjo pudiera afectar la conectividad entre parches y afectar la forma como poblaciones de aves migrantes ocupen este tipo de hábitat. Es necesario descubrir el umbral en donde la heterogeneidad espacial del cultivo, incide en el cambio de la dinámica de movimiento de las poblaciones migrantes (sedentarias o transeúntes), para de esta manera proponer alternativas de manejo en pro del mantenimiento y conservación de esta y otras especies en hábitats antrópicos como los cultivos.

CAPÍTULO VI.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA REPRODUCTIVA DE LA CURRUCA CABECINEGRA, (*Sylvia melanocephala*) EN AGROECOSISTEMAS DEL ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.



Foto: Carlos Monjos



Foto: Edda Moreno M.

Nidos de la curruca cabecinegra con huevos y pollos.

Introducción

En Europa más del 50% de la superficie terrestre se dedica a la producción de alimento, y aunque muchas especies de aves pueden verse favorecidas por este tipo de hábitats, son las especies de hábitats abiertos las que al parecer mejor se acomodan a él (Donald *et al.*, 2002). Desde la aplicación de la política agrícola común de la Unión Europea (PAC), en España los cultivos tradicionales han sido abandonados generando diferentes problemas para las aves (Díaz y Tellería, 1994; Suárez-Seoane *et al.*, 2002). Particularmente en la región mediterránea, los mosaicos agrícolas de cultivo de baja intensidad mantienen la mayor diversidad de especies de aves prioritarias; por ello no se debe asumir que el abandono de tierras agrícolas en este caso beneficie la conservación (Suárez-Seoane *et al.*, 2002).

Las tierras de cultivo se han convertido en un hábitat para muchas especies de aves que ven en ellas un sitio para desarrollar funciones vitales tan importantes como la reproducción (Berg, 1992; Schifferli, 2000; Sheldon *et al.*, 2007; Ivits *et al.*, 2011; Chiatante *et al.*, 2014; Assandri *et al.*, 2017a). Sin embargo, los datos de los censos de aves realizados en las últimas décadas muestran la disminución sustancial de sus poblaciones y de la riqueza de especies en pastizales y hábitats intensamente cultivados (Peach *et al.*, 2004; Ivits *et al.*, 2011; Poláková *et al.*, 2011; Guerrero *et al.*, 2012). Como resultado, las poblaciones de aves comunes de ambientes agrícolas han disminuido en un 20% desde 1990, y aproximadamente el 50% desde 1980 (Poláková *et al.*, 2011).

El estudio de la biología reproductiva de las especies que habitan los cultivos podría ser un paso importante para poder entender la disminución de sus

poblaciones. Así, entre las principales causas de la pérdida de nidos en estos hábitats se reporta la depredación y la gestión agrícola (Schifferli, 2000; Sheldon *et al.*, 2007; Chiatante *et al.*, 2014; Aebischer *et al.*, 2015; Assandri *et al.*, 2017a). Aunque los efectos del manejo de los cultivos varían de acuerdo con la estrategia de nidificación de cada especie y el uso que hacen del sitio (Guerrero *et al.*, 2012). También se ha considerado la incidencia de condiciones particulares del cultivo, tales como la heterogeneidad de paisaje, la extensión de los hábitats marginales y la densidad de los elementos tradicionales como factores importantes para mejorar la ocurrencia de aves en paisajes dominados por cultivos permanentes (Assandri *et al.*, 2016; Assandri *et al.*, 2017b).

La curruca cabecinegra *Sylvia melanocephala* es una de las especies de currucas más abundante en el este de la Península Ibérica, con densidades poblacionales estables desde hace más de 10 años (SEO/BirdLife, 2010). La población española de la especie es muy importante pues representa alrededor del 48% de la europea (BirdLife Internacional, 2017). A esta especie le favorecen los matorrales densos, pero utiliza una amplia variedad de hábitats, desde la garriga baja, semi-abierta y degradada, pasando por todo tipo de maquis, hasta bosques abiertos con abundante sotobosque, enebrales, tarajales, olivares, plantaciones de cítricos, viñedos, jardines suburbanos y parques (Aparicio, 2016). Sin embargo, la tendencia de la productividad de la población reproductora de la curruca cabecinegra durante el periodo 1995 - 2014 ha sido negativa, siendo la especie con menor productividad (Leal, 2015). Aun así, es poco el conocimiento sobre su biología reproductiva (Schaefer y Barkow, 2004; Murgui, 2010; Aparicio, 2016). Particularmente en las zonas de cultivo los trabajos existentes se limitan a describir su presencia durante la temporada reproductiva (Batllori y Uribe, 1988; Muñoz-Cobo y Moreno, 2003; Murgui, 2010), su rango de hogar, comportamiento de las parejas y tamaño de puesta (Sunyer, 2008), y a

puntualizar los eventos de depredación que sufren sus nidos (Gil-Delgado *et al.*, 2009).

Considerando que en España la mayoría de las especies cuyas poblaciones tienen declive continuado en los últimos años se encuentran de alguna forma asociadas a medios agrícolas, y en la misma situación se encuentran las poblaciones de aves ligadas a medios urbanos (SEO/ BirdLife, 2010). El objetivo de este estudio fue describir aspectos de la biología y ecología reproductiva de la curruca cabecinegra en agroecosistemas de la Península Ibérica, zona en que la especie es frecuente y sin embargo su productividad decrece. De este modo, el análisis que se presenta a continuación tiene un carácter exploratorio centrado en describir la temporada de nidificación, tamaño de la puesta, periodo de incubación, éxito de eclosión y supervivencia del nido de la curruca durante dos periodos reproductivos, y comparar la selección de micrositios de nidificación y las características del nido de la especie en hábitats agrícolas con diferentes grados de alteración.

Métodos

El estudio incluyó 16 hectáreas de cultivo con predominio de naranjo. Definimos dos tipos de cultivo: cultivo intensivo, comprendió 8 hectáreas ubicadas en el término municipal de Algemesí, comarca de la Ribera Alta, Comunidad Valenciana, situado a 17 msnm. En este, el cultivo de naranjo estaba asociado con mandarinos y kakis juveniles, y se encontraba rodeado de una matriz extensa del mismo cultivo. Las prácticas de manejo tales como riego, fertilización, control de malezas y poda fueron constantes. De otro lado, el cultivo tradicional, se localizó en el término municipal de Alcalalí, comarca de la Marina Alta, Provincia de Alicante, a una altitud de 226 msnm. Este cultivo comprendió 8 hectáreas dominadas por cultivos de

naranjos, asociado con almendros. La matriz circundante en este caso fueron cultivos, los márgenes del río Gorgos y zonas de matorral. En este tipo de cultivo se realizaron prácticas de manejo tales como riego, fertilización, control de malezas y poda una vez terminada la cosecha de naranjos. Parte de esta área no fue sometida a prácticas de manejo, y se evidencian malezas y vegetación del rastrojo.

El trabajo de campo se realizó en la temporada reproductiva del 2016 y 2017 (de marzo hasta julio). El método de búsqueda de los nidos consistió en la revisión de todos los árboles de las parcelas (Gil-Delgado y Escarré, 1977; Gil-Delgado, 1981; Gil-Delgado y Lacort, 1996; Gil-Delgado *et al.*, 2005). Una vez encontrado un nido este fue visitado cada 4 o 5 días para anotar el estado de actividad (construcción, puesta, incubación y pollos) o fracaso (Martin y Geupel, 1993). Para facilitar la localización de los nidos cuando fue posible se codificaron los huertos considerando la fila y el número de árboles por fila. Durante el 2016 también se muestreo un hábitat natural, para ello se establecieron seis parcelas de 50 x 100 metros para un total de 3 hectáreas. En cada parcela se inspeccionó la vegetación presente y una vez que fue encontrado un nido este se georreferenció con la ayuda de un GPS.

Durante el seguimiento de los nidos se consideró la información de la ubicación (coordenada o número de parcela, fila y árbol) y fecha de hallazgo. Una vez terminado el ciclo reproductivo, los nidos encontrados fueron medidos in-situ considerando las variables descritas por otros autores (Schaefer y Barkow, 2004; Vera *et al.*, 2009). Entre las variables del nido se registraron el ancho externo, ancho interno, longitud, grosor y profundidad. A nivel de hábitats se midió la altura de la planta, cobertura de copa, altura del nido en la planta, distancia del nido al borde, distancia del nido al centro y el número de ramas que sostuvieron el nido. De acuerdo con Pérez-Granados *et al.* (2017), las causas del fracaso del nido se clasificaron como

depredación o deserción. La depredación se asumió cuando el nido supervisado se encontró vacío antes de lo esperado y la deserción cuando no se eclosionaron todos los huevos, si los pollitos fueron encontrados muertos o cuando no se terminó la puesta. Finalmente, para determinar la existencia de depredación y los posibles depredadores de los nidos se buscaron evidencias tales como: ausencia de huevos, huevos rotos, cascarones en el nido, pollos muertos, heces y nidos destruidos entre otros (Boulton y Cassey, 2006; Goławski y Mitrus, 2008).

El tamaño de puesta de la especie se estableció como el número de huevos de cada nido al final del periodo de puesta e inicio de la incubación. Con los datos obtenidos se calculó la probabilidad de supervivencia para todo el ciclo del nido y se determinaron los parámetros reproductivos de viabilidad, fertilidad y éxito (Erwin y Custer, 1982; Salinas-Ortiz *et al.*, 2015). La viabilidad se obtuvo al dividir el número de huevos que sobrevivieron el periodo de incubación entre el total de huevos puestos. La fertilidad se calculó al dividir el número total de huevos que eclosionaron entre el número total de huevos que sobrevivieron al periodo de incubación. El éxito reproductivo se obtuvo al dividir el total de polluelos que sobrevivieron el periodo reproductivo entre el total de huevos puestos. La comparación entre hábitats de cada uno de estos parámetros se realizó mediante una prueba de Chi-cuadrado. El cálculo de la probabilidad de supervivencia diaria de los nidos en cada hábitat se realizó mediante el análisis de supervivencia no paramétrico de Kaplan-Meier (Kaplan y Meier, 1958). Este es un método no paramétrico que estima las probabilidades de supervivencia $S(t_j)$ en los instantes en los que ha ocurrido el evento. De modo que para sobrevivir en un momento determinado se ha tenido que haber sobrevivido en todos los tiempos anteriores hasta ese momento. Cada probabilidad se obtiene dividiendo el número de individuos que estaban en riesgo al final del intervalo con los que lo estaban al principio, n_i = número de individuos en

riesgo en el tiempo $t_{(i)}$; d_i = número observado de eventos. No se consideró el método Mayfield (Mayfield, 1975) ya que Hensler y Nichols (1981) consideran que, para obtener una precisión aceptable del estimador, se precisa un tamaño de muestra de al menos 20 nidos, y en alguna de las zonas estudiadas el número de nidos fue inferior. Además, se aplicó un modelo de regresión de Cox para determinar la tasa de riesgo de depredación de los nidos en relación al tipo de hábitat (Fox y Carvalho, 2012). Finalmente, mediante una prueba paramétrica de *t*-student y pruebas no paramétricas de U de Mann-Whitney, se compararon las variables de selección de sitios de nidificación y las características del nido registradas en el cultivo y el hábitat natural. Las pruebas fueron realizadas con el programa estadístico XLSTAT-Ecology versión 5 (XLSTAT, 2017).

Resultados

En total se encontraron 7 nidos en el hábitat natural y 52 en cultivo. De los nidos del cultivo el 69 % ($n = 36$) se encontró en cultivo intensivo y el 31% ($n = 16$) en cultivo tradicional. Los primeros nidos de la curruca cabecinegra se encontraron en el cultivo intensivo, seguido por el hábitat natural y el cultivo tradicional (Tabla 12).

La temporada reproductiva de la curruca cabecinegra inició a finales del mes de marzo en el cultivo intensivo y a finales de abril en el cultivo tradicional (Figura 19), y en todos los hábitats se observaron segundas puestas, aunque fueron más frecuentes en el cultivo intensivo.

Tabla 12. Descripción de la biología reproductiva de la curruca cabecinegra *S. melanocephala* en los hábitats muestreados.

Variables	Cultivo tradicional	Cultivo intensivo	Natural
Inicio del muestreo	20-abr	28-mar	24-abr
Fin del muestreo	16-jul	11-jul	27-jun
Nidos totales	16	36	7
Tamaño puesta	3,3	3,4	3,6
Segundas Puestas	3	13	2
Nidos fallidos (%)	35	89	71
Depredados (%)	50	94	40
Abandonados (%)	33	6	60
Podado (%)	17	0	0

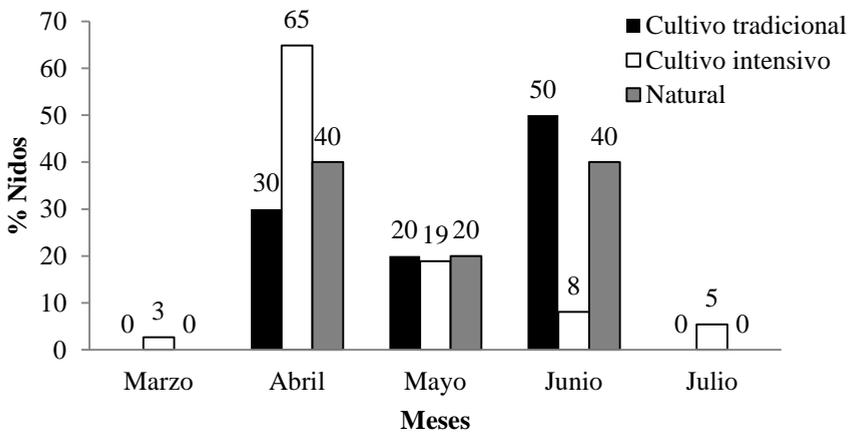


Figura 19. Fenología reproductiva de la curruca cabecinegra en los hábitats. Los números indican los porcentajes de nidos encontrados cada mes.

El análisis de los parámetros reproductivos muestra que los nidos de la curruca cabecinegra fueron más viables en el hábitat natural (78%), contrario a la fertilidad (91%) y éxito reproductivo (56%) que fueron mayores en el cultivo tradicional (Tabla 13). De acuerdo con el análisis estadístico, se encontraron diferencias significativas en la viabilidad ($\chi^2 = 4,16$; gl 1; $p < 0.001$), fertilidad ($\chi^2 = 4,19$; gl 1; $p < 0.001$) y éxito reproductivo ($\chi^2 = 3,257$; gl 1; $p < 0.001$) de la especie entre hábitats.

Tabla 13. Parámetros reproductivos (%) de la curruca cabecinegra, *Sylvia melanocephala* en agroecosistemas.

Hábitats	Viabilidad	Fertilidad	Éxito reproductivo	Kaplan-Meier
Cultivo tradicional	62	91	56	68
Cultivo Intensivo	14	73	10	5
Natural	78	43	33	30

La probabilidad de supervivencia diaria del nido de la curruca cabecinegra durante el estudio fue del 23% (IC: 95% = 0,14-0,40, número de nidos exitosos = 19, Figura 20a). En el cultivo tradicional la supervivencia fue del 68% (IC: 95% = 0,46-0,10, número de nidos exitosos = 12) y en el cultivo intensivo del 5% (IC: 95% = 0,01-0,29, número de nidos exitosos = 4) (Figura 20b). El análisis de supervivencia demostró la existencia de diferencias estadísticas entre los hábitats muestreados (Kaplan-Meier $\chi^2 = 18,9$; gl = 1; $p < 0,001$).

En el percentil del tiempo de supervivencia que se muestra en la figura 20b, se observa que en el cultivo intensivo el 50% de los nidos de curruca cabecinegra presentaron riesgos de depredación antes de los 7 días, mientras que en el cultivo tradicional el riesgo de depredación fue más tardío (15 días). La depredación fue la principal causa de pérdida de nidos, con el 94% en el cultivo intensivo y el 50% en cultivo tradicional (Tabla 12). Los

resultados de la estimación del riesgo proporcional muestran que la depredación de los nidos en el cultivo tradicional con relación al cultivo intensivo fue de 0,138 (IC: 95% = 0,05-0,39) y presentó diferencias estadísticamente significativas ($Z = -1,999$; $gl = 1$; $p < 0,001$).

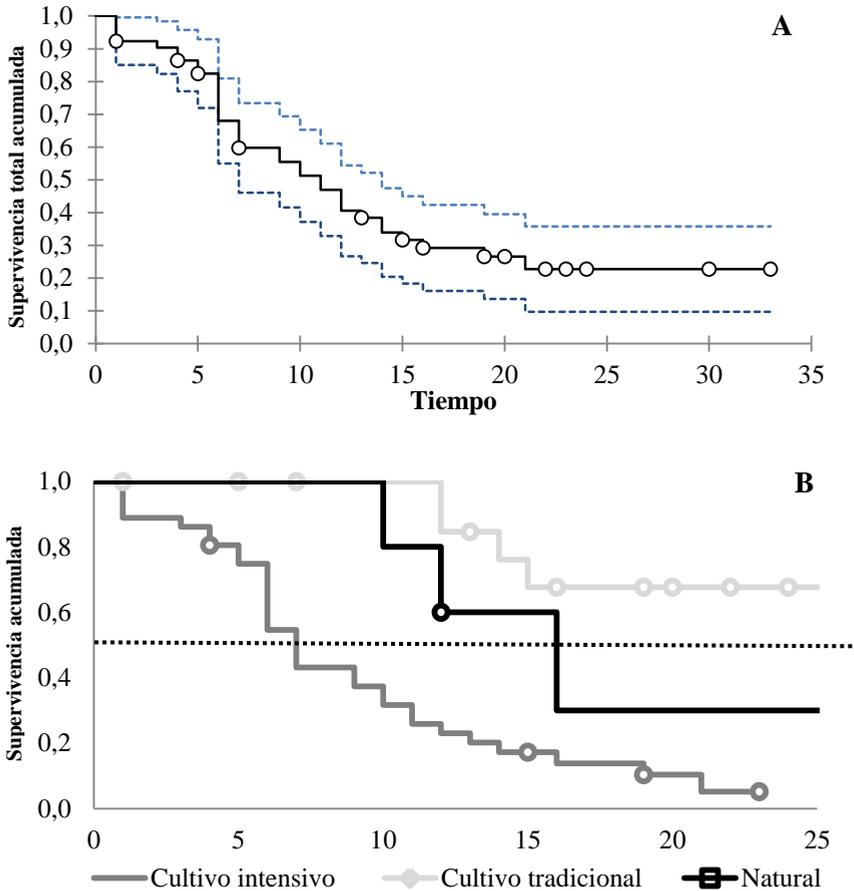


Figura 20. A). Supervivencia de los nidos de la curruca cabecinegra en el área de estudio. B). Valor medio de la supervivencia diaria de los nidos. La línea punteada indica la mediana de supervivencia representada con el percentil 50 de la distribución.

La figura 21 muestra nidos activos encontrados durante nuestro estudio. Al comparar la ubicación del nido en la planta y las características de los nidos entre los hábitats de cultivo y el hábitat natural se encontraron diferencias significativas en la altura de la planta (t -student: 2,65; $gl = 20$; $p = 0,02$), altura nido (U-Mann Whitney: 91,5; $p = 0,03$), distancia del nido al centro (t -student: 3,96; $gl = 20$; $p = 0,001$), longitud (t -student: -2,14; $gl = 20$; $p = 0,04$) y grosor del nido (U-Mann Whitney: 18,5; $p = 0,005$). Mientras que no hubo diferencias estadísticas en la cobertura de la planta (U-Mann Whitney: 87,0; $p = 0,06$), la distancia nido al borde (U-Mann Whitney: 49,5; $p = 0,58$), el número de ramas que sostienen el nido (U-Mann Whitney: 31,5; $p = 0,07$), la profundidad del nido (U-Mann Whitney: 75,0; $p = 0,28$) y el ancho externo (t -student: -0,37; $gl = 20$; $p = 0,71$) e interno del nido (t -student: -1,39; $gl = 20$; $p = 0,18$) (Tabla 14).



Figura 21. Nidos activos de la curruca cabecinegra en cultivo: (A) nido con huevos en naranjo y (B) nido con pollos en naranjo. Y en hábitat natural: (C) nido con huevos en romero y (D) nido con pollos.

Tabla 14. Valores medios \pm desviación típica y p-valor de las variables de selección de micro-hábitats y características del nido evaluadas.

Variables	Natural	Cultivo	Test
Altura de la planta	1,45 \pm 0,63	2,19 \pm 0,66	t = 2,65; gl = 20; p = 0,02
Cobertura de la planta	6,85 \pm 9,59	7,02 \pm 2,45	U = 87,0; p = 0,06
Altura del nido	0,72 \pm 0,49	1,27 \pm 0,48	U = 91,5; p = 0,03
Distancia al borde	0,77 \pm 0,51	0,62 \pm 0,28	U = 49,5; p = 0,58
Distancia al centro	0,18 \pm 0,13	0,75 \pm 0,42	t = 3,96; gl = 20; p = 0,00
Número de ramas	3,44 \pm 0,88	2,77 \pm 0,44	U = 31,5; p = 0,07
Ancho exterior	0,08 \pm 0,02	0,08 \pm 0,01	t = -0,37; gl = 20; p = 0,71
Ancho interior	0,05 \pm 0,004	0,05 \pm 0,01	t = -0,14; gl = 20; p = 0,18
Longitud nido	0,07 \pm 0,02	0,06 \pm 0,01	t = -0,14; gl = 20; p = 0,04
Grosor nido	0,02 \pm 0,002	0,02 \pm 0,01	U = 18,5; p = 0,01
Profundidad nido	0,04 \pm 0,01	0,07 \pm 0,11	U = 75,0; p = 0,28

Discusión

El periodo reproductivo de la curruca cabecinegra en el área de estudio fue de marzo a julio, aunque se presentaron variaciones con relación a los hábitats muestreados. Comportamiento que concuerda con la temporalidad reproductiva reportada para la especie en España (Sunyer, 2008) y otras latitudes (Shirihai *et al.*, 2001; Aymí y Gargallo, 2016). Aparicio (2016) afirma que el periodo normal de puesta de la curruca cabecinegra se inicia a mediados de marzo, aunque la mayoría de los individuos ponen a finales de abril y principios de junio. Al respecto, SEO/BirdLife (2008) asegura que la temporada reproductiva de la especie se extiende de marzo a julio. Mientras que Sunyer (2008) registró en mayo el inicio de la reproducción de la curruca cabecinegra durante dos temporadas en una matriz heterogénea de cultivo de secano y pino, y Shirihai *et al.* (2001) indican el mes de febrero como el mes de inicio temprano de la reproducción para la especie, y al mes

de mayo como el tardío. Es probable que las variaciones observadas en la fecha de puesta de la curruca cabecinegra a nivel latitudinal sean efecto de factores intrínsecos de cada hábitat tales como la disponibilidad de alimento y el clima, ya que se ha demostrado que influyen en la decisión que toman las aves de iniciar su periodo reproductivo (Shirihai *et al.*, 2001; Robinson *et al.*, 2007; Dolenec y Dolenec, 2011).

La información existente sobre el tamaño de puesta de la curruca cabecinegra muestra variaciones entre 3 y 5 huevos por nidada, con una media de 3,9 en Francia, 3,8 en Malta, 3,7 en Marruecos (Shirihai *et al.*, 2001), 3,9 en Cataluña (Aparicio, 2016) y 3,6 en Palma de Mallorca (Sunyer, 2008). En nuestro estudio la media de puesta estuvo entre 3,3 y 3,6 huevos, y aunque no se midió la disponibilidad de alimento durante el estudio, es probable que este factor sea quien esté determinando el tamaño de la puesta en los hábitats de estudio. Otras investigaciones han comprobado en aves paseriformes la relación positiva entre el tamaño de la puesta y la disponibilidad de alimento (Klomp, 1970; Hogstedt, 1981; Groom, 1993; Currie *et al.*, 1998). Aunque existe la hipótesis sobre la importancia del material de construcción del nido y la altura de ubicación del mismo en el tamaño de la puesta. Por ejemplo, en Paleártico Occidental, un estudio sobre la variación del tamaño de la puesta en paseriformes que nidifican en agujeros demostró que el tamaño de las cajas nido y el material utilizado en su construcción pueden afectar el tamaño de puesta en diferentes especies (Møller *et al.*, 2014). Incluso se cree que en las regiones septentrionales, los aumentos latitudinales y altitudinales en el tamaño de puesta son más comunes para aquellas especies que nidifican en el suelo, en comparación con aquellas que nidifican por encima del nivel del suelo (Slagsvold, 1982). Lo anterior plantea la duda sobre el posible efecto de la estructuración del hábitat sobre el tamaño de la puesta de la curruca cabecinegra, pues en el

hábitat natural el tamaño de la puesta de la especie fue mayor y también presentó una altura de nido inferior a la observada en el cultivo.

De otro lado vemos que los parámetros reproductivos evaluados presentaron variaciones entre hábitats y los valores de supervivencia disminuyeron conforme aumentó la homogeneidad del paisaje. Al parecer, el paisaje circundante puede influir enormemente en el riesgo de depredación de los nidos, viéndose correlacionado negativamente con una mayor proporción de bosques adyacentes (Suvorov y Šálek, 2013). De modo que es probable que una constitución más homogénea del hábitat pueda estar obligando a la curruca cabecinegra a nidificar en hábitats menos óptimos tales como los monocultivos. Estos hábitats, aunque le brindaron a la especie un sitio para reproducirse, no parecen contribuir con el crecimiento de su población. Probablemente, estos ambientes estén asumiendo el papel de “sumidero” de parejas jóvenes y poco experimentadas en las que se ha demostrado que la presión por depredación es mayor (Martin *et al.*, 2000; Reid *et al.*, 2003; Barbraud y Weimerskirch, 2005).

De otro lado, las presiones de selección derivadas de las interacciones intra e interespecíficas pueden afectar las tácticas reproductivas utilizadas por los individuos (Møller, 1988). En nuestro estudio, las características del hábitat modificaron la selección del sitio de nidificación de la especie. Esto lleva a encontrar diferencias estadísticas en variables como la altura del nido, la altura de la planta y la distancia del nido al borde, aspectos importantes en la determinación del riesgo ante la depredación (Węgrzyn y Leniowski, 2011). Referente al tema, Mason (1976) observó que las alturas en la que se ubican los nidos de diversas especies de *Sylvia* variaban significativamente al parecer por las diferencias en las principales preferencias de hábitat. El mismo autor encontró que, por ejemplo, la curruca zarcera que vive en el matorral nidificaba cerca del suelo porque el componente vertical es escaso;

mientras que la curruca capirota quien habita principalmente en el dosel del bosque ubicaba sus nidos más abajo que la curruca zarquera cuando estas coexistían. Así mismo Persson (1971) demostró que la curruca zarquera construye sus nidos más altos cuando la vegetación ha crecido.

Entre los principales factores que reducen el éxito reproductivo de aves en cultivo se cita la depredación de huevos, la mortalidad de los polluelos (por variaciones climáticas) y la destrucción de huevos por prácticas agrícolas (Berg, 1992). No obstante, dicho éxito también se ha relacionado con el comportamiento reproductivo de las especies donde al parecer juega un papel importante la ocultación del nido (Snow y Mayer-Gross, 1967; Węgrzyn y Leniowski, 2011). Durante nuestro estudio se observó un alto nivel de ocultación de los nidos de la curruca cabecinegra, pero el éxito reproductivo solo fue superior al 50% en el cultivo tradicional. Este resultado nos lleva a plantear la hipótesis de la experiencia de los progenitores como posible causa de la baja supervivencia observada. De ahí que algunos estudios hayan demostrado un aumento en la supervivencia y el rendimiento reproductivo de las aves con la edad (Reid *et al.*, 2003; Barbraud y Weimerskirch, 2005). Otros estudios demuestran la importancia de la experiencia de los padres para la supervivencia de los nidos, por ejemplo, Martin *et al.* (2000) encontraron que la actividad de los padres alrededor de los nidos puede revelarlos a depredadores aumentando la depredación. Así mismo Söderström *et al.* (1998) observaron una gran diferencia en la depredación de nidos ubicados en tierra y arbustos, independientemente del grado de ocultación, cuestionando la importancia de este comportamiento en la evitación de la depredación de las aves en el contexto evaluado. Adicionalmente, Zieliński y Lik (2014) demostraron que el cuidado de los padres en la curruca capirota no es lo suficientemente fuerte como para reducir significativamente el riesgo de depredación de nidos ocultos de forma natural.

El efecto diferencial de la depredación observado entre hábitats en el área de estudio fue atribuido tanto a la heterogeneidad del hábitat como a la composición de la comunidad aviar. Esto partiendo del hecho de que los nidos asociados a cultivos de vegetación irregular pueden mejorar la supervivencia, y en parte explicar los bajos niveles de depredación en este tipo de hábitat (Sheldon *et al.*, 2007), además de considerar que los depredadores pueden presentar diferentes patrones de ocupación territorial, determinados por sus requerimientos específicos (Hogstedt, 1981; Groom, 1993; Currie *et al.*, 1998). Si bien los datos obtenidos no nos permiten presentar con claridad evidencias de los depredadores de los nidos de curruca cabecinegra, el hecho de que en el cultivo intensivo el 94 % de los nidos hayan sido depredados en fase de huevo, nos lleva a sugerir como posibles depredadores de la especie en primer lugar a aves (córvidos) y en segundo a mamíferos (roedores). Datos que se sustentan en la base de huellas propuestas por Boulton y Cassey (2006) y Goławski y Mitrus (2008) quienes afirman que un nido puede ser depredado por ave cuando no hay huevos o restos de cáscara en el nido, mientras que si hay restos de cáscaras de huevo en el nido la depredación se atribuye a un pequeño mamífero. Además, el patrón de distribución espacial de los nidos en el área de cultivo, también apunta hacia las aves como los mayores depredadores de la curruca. Al respecto, un estudio sobre la depredación de nidos de la curruca capirotada muestra que la probabilidad de depredación por las aves aumentó cuando disminuyó el ocultamiento y aumentó la altura del nido, mientras que la probabilidad de depredación de roedores aumentó solo con la disminución de la altura del nido (Remeš, 2005; Węgrzyn y Leniowski, 2011).

Durante los muestreos observamos frecuentemente individuos de Urraca *Pica pica* en el cultivo intensivo, y se observaron evidencias reproductivas (nidos activos) de la especie en este tipo de hábitat, razones que nos llevan a proponerla como un posible depredador de nidos de curruca cabecinegra en

este hábitat. Sin embargo, el estudio más detallado de la depredación en el área podría ayudar a esclarecer la proporción de depredación que realiza la especie, y la existencia o no de otros potenciales depredadores que fueron observados en el hábitat (*Rata Rattus rattus*) y que también pueden estar afectando el éxito reproductivo de esta ave. La utilización de evidencias directas e indirectas también ha sido utilizada para la determinación de la depredación en otros estudios. Por ejemplo, Groom (1993) utilizó marcas de pico en los huevos, el revestimiento de nidos dañados y la alta densidad de la urraca para sugerirla como el principal depredador del mirlo en zonas urbanas de Manchester. Además, el papel de la urraca como depredador de nidos ha sido observado en otros estudios, y parece que su efecto aumenta en hábitats agrícolas y urbanos (Møller, 1988; Andren, 1992; Groom, 1993; Jokimäki y Huhta, 2000).

Finalmente, nuestros resultados muestran que la biología reproductiva de la curruca cabecinegra, varía conforme a las condiciones específicas de cada localidad. En estos sitios la depredación es un factor que determina su éxito reproductivo independientemente del tipo de cultivo seleccionado, siendo la experiencia de los progenitores para evitar ser vistos por los depredadores la principal habilidad para lograr una mayor supervivencia de la especie. En definitiva, los cultivos conforman un hábitat importante para la curruca cabecinegra durante la temporada reproductiva y una mayor heterogeneidad en la configuración de estos hábitats, parece reducir la presión que ejercen los depredadores sobre los nidos al ofrecer diversidad de sitio de nidificación. Finalmente, se recomienda realizar más estudios enfocados en el conocimiento de la biología reproductiva, disponibilidad de alimento y depredación de las especies de aves que exploran hábitats de cultivo, ya que es evidente la importancia de estos hábitats para el mantenimiento y conservación de sus poblaciones.

CONCLUSIONES FINALES



Foto: Eyda A Moreno M.

Curruca cabecinegra en cultivo de naranjo

Selección de hábitat reproductivo

1. La coexistencia en hábitats reproductivos de especies simpátricas de las currucas mediterráneas *Sylvia cantillans*, *S. melanocephala* y *S. undata*, se explica por segregación ecológica demostrada en este estudio por la variación en sus preferencias de hábitat.
2. Aunque estas especies realizaron una selección heterogénea de los tipos de vegetación presentes en su hábitat, solo muestran preferencias por uno o dos de ellos. La curruca carrasqueña prefirió como hábitat reproductivo el matorral pinar abierto (MPa), mientras que la curruca rabilarga prefirió el matorral pinar denso (MPd). Por su parte, la curruca cabecinegra fue la única especie que no mostró evitación por ninguno de los hábitats, siendo la especie con la selección más generalista. Además, esta especie modificó su preferencia de hábitat entre localidades con la presencia de especies migratorias congéneres como la curruca carrasqueña.
3. Las variables que explicaron mejor la selección del hábitat reproductivo de la curruca cabecinegra fueron la cobertura y altura vegetal, para la curruca carrasqueña fueron la dominancia y altura, y para la curruca rabilarga la dominancia y cobertura.

Efecto de la estructura vegetal sobre la densidad estacional de currucas.

4. Tanto en primavera como en invierno la curruca rabilarga seleccionó preferentemente el hábitat natural y la curruca capirotada el hábitat

de cultivo. Por el contrario, la curruca cabecinegra compartió estos hábitats con las otras dos especies sin variar su densidad, lo que demuestra su alta plasticidad para colonizar y compartir los hábitats disponibles.

5. La densidad de la curruca capirotada varió temporalmente, siendo más abundantes las poblaciones invernantes que las reproductoras. Durante el invierno la densidad de esta especie en el cultivo aumentó cuanto mayor era la altura arbustiva y herbácea. Por el contrario, e independientemente de la estacionalidad, las densidades de la curruca cabecinegra y de la curruca rabilarga aumentaron con la mayor estructuración de la vegetación herbácea.
6. La curruca rabilarga es una especie típicamente mediterránea y muestra poca tolerancia al cultivo. Esta especie solo se registró en cultivos con presencia de pequeños y dispersos parches de matorral.
7. Los cambios en la densidad poblacional de la curruca capirotada, la curruca cabecinegra y la curruca rabilarga entre los hábitats naturales y cultivados, permite diferenciar especies generalistas, especialistas y oportunistas. Así, la curruca cabecinegra se muestra como una especie generalista ya que no se vio perjudicada, ni beneficiada por la alteración antrópica de su hábitat natural. La curruca capirotada parece seguir un patrón oportunista pues parece beneficiarse con esa alteración. Finalmente, la curruca rabilarga parece tener un comportamiento especialista en hábitats naturales, ya que mostró una fuerte asociación con hábitats de matorral y respondió negativamente a las zonas de los bosques y hábitats de cultivo intensivo.

Ocupación invernal de cultivos por la curruca capirotada

8. La altitud fue la única variable que permitió diferenciar entre los cultivos ocupados y no ocupados por la curruca capirotada. Mientras que la abundancia de esta especie no varió significativamente entre los tipos de cultivo (homogéneo y heterogéneo) y el año de muestreo.
9. Los resultados sugieren que las diferencias en la estructuración vegetal (dominancia y equitatividad) entre cultivos homogéneos y heterogéneos no afecta a la abundancia de la curruca capirotada en los dos tipos de cultivo. Además, las relaciones de las variables de hábitat con la abundancia de la especie mostraron tendencias similares en los cultivos, de modo que la complejidad del cultivo a pequeña escala podría no ser muy importante en sistemas agrícolas perennes mediterráneos como los naranjos.

Biología reproductiva de la curruca cabecinegra

10. El inicio del periodo reproductivo de la curruca cabecinegra fue en marzo en el cultivo intensivo y en abril en el cultivo tradicional y el hábitat natural. En todos los hábitats se observaron segundas puestas, aunque en el cultivo intensivo se presentó un mayor número de eventos.
11. El tamaño medio de puesta de la curruca cabecinegra fue mayor en el hábitat natural (3,6 huevos por nido) y menor en el cultivo tradicional (3,3).

12. La supervivencia de los nidos de la curruca cabecinegra fue mayor en cultivo tradicional (68%), seguido por el hábitat natural (30%) y el cultivo intensivo (5%).

13. La depredación fue la principal causa del fracaso reproductivo de la especie en cultivo (50% cultivo tradicional y 94% cultivo intensivo), mientras que en el hábitat natural fue el abandono de los nidos (60%). Es posible que hábitats como los cultivos intensivos sirvan de sumidero de poblaciones reproductivas de la curruca cabecinegra, pues la baja supervivencia de la especie en este tipo de hábitat no permitiría el mantenimiento de la población.

14. La selección de micro-hábitats de nidificación realizada por la curruca cabecinegra difirió entre el cultivo y el hábitat natural. La altura de la planta, altura del nido en la planta y distancia del nido al centro fueron las variables que mostraron diferencias. Algunas características del nido como la longitud y el grosor también variaron entre hábitats.

REREFENCIAS BIBLIOGRÁFICA



Panorámica de un hábitat de cultivo en el municipio de Sumacárcel, Provincia de Valencia

- Aebischer, N. J., Bailey, C. M., Gibbons, D. W., Morris, A. J., Peach, W. J. & Stoate, C. (2015). Twenty years of local farmland bird conservation: the effects of management on avian abundance at two UK demonstration sites. *Bird Study*, 63: 10-30.
- Aebischer, N., Robertson, P. & Kenward, R. (1993). Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74:1313–1325.
- Ahola, M. P., Laaksonen, T., Eeva, T. & Lehtikoinen, E. (2007). Climate change can alter competitive relationships between resident and migratory birds. *Journal of Animal Ecology*, 76:1045-1052.
- Andren, H. (1992). Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, 73: 794-804.
- Aparicio, R. J. (2016). *Curruca cabecinegra* – *Sylvia melanocephala*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Ashmole, P. (1968). Body size, prey size, and ecological segregation in five sympatric tropical terns (Aves: Laridae). *Systematic Biology*, 17: 292–304.
- Assandri, G., Bogliani, G., Pedrini, P. & Brambilla, M. (2016). Diversity in the monotony? Habitat traits and management practices shape avian communities in intensive vineyards. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 223: 250–260.

- Assandri, G., Giacomazzo, M., Brambilla, M., Griggio, M. & Pedrini, P. (2017a). Nest density, nest-site selection, and breeding success of birds in vineyards: Management implications for conservation in a highly intensive farming system. *Biological Conservation*, 205: 23–33.
- Assandri, G., Morganti, M., Bogliani, G. & Pulido, F. (2017b). The value of abandoned olive groves for blackcaps (*Sylvia atricapilla*) in a Mediterranean agroecosystem: a year-round telemetry study. *European Journal of Wildlife Research*, 63: 1-7.
- Atienza, J. C. (1994). La Utilización de índices en el estudio de la selección de recursos. *Ardeola*, 41: 173-175.
- Aymí, R. & Gargallo, G. (2016). Sardinian Warbler (*Sylvia melanocephala*). En: Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J., Christie, D.A., De Juana, E. (Eds.). *Handbook of the birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Bairlein, F. & Bonan, A. (2017). *Old World Warblers and Parrotbills (Sylviidae)*. In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Barbraud, C. & Weimerskirch, H. (2005). Environmental conditions and breeding experience affect costs of reproduction in blue petrels. *Ecology*, 86: 682-692.
- Bas, J. M., Pons, P. & Gómez, C. (2005). Home range and territory of the Sardinian warbler *Sylvia melanocephala* in Mediterranean shrubland. *Bird Study*, 52:137-144.

- Bastianelli, G., Wintle, B. A., Martin, E. H., Seoane, J. & Laiolo, P. (2017). Species partitioning in a temperate mountain chain: Segregation by habitat vs. interspecific competition. *Ecology and Evolution*, 7: 2685-2696.
- Batlloiri, X. & Uribe, F. (1988). Aves nidificantes de los jardines de Barcelona. *Miscel·lània Zoològica*, 12:283-293.
- Belda, E. J., Barba, E. & Monrós, J. S. (2007). Resident and transient dynamics, site fidelity and survival in wintering Blackcaps *Sylvia atricapilla*: Evidence from capture-recapture analyses. *Ibis*, 149: 396-404.
- Bensusan, K. J., Shorrocks, B. & Hamer, K. C. (2011). Impacts of passage migrant songbirds on behaviour and habitat use of resident Sardinian Warblers *Sylvia melanocephala* in Gibraltar. *Ibis*, 153:616-621.
- Berg, A. (1992). Factors affecting nest-site choice and reproductive success of Curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis*, 134: 44-51.
- Bernat, M. T. (2012). La comunidad de aves en campos de secano abandonados en la Plana de Castellón. *Nemus. Revista de l'Ateneu de Natura*, 2: 115-122.
- Berthold, P. & Terrill, S. B. (1988). Migratory behaviour and population growth of Blackcaps wintering in Britain and Ireland: some hypotheses. *Ringing & Migration*, 9: 153-159.
- Berthold, P. (1995). Microevolution of migratory behaviour illustrated by the Blackcap *Sylvia atricapilla*: 1993 Witherby Lecture. *Bird Study*, 42: 89-100.

- Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. (1992). *Bird census techniques*. Academic press, London.
- Bibby, J. (1979). Foods of the Dartford warbler *Sylvia undata* on southern English heathland. *Journal of Zoology*, 188: 557-576.
- BirdLife International. (2015). *European Red List of Birds*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International. (2017). IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 18/04/2017.
- Block, W.M. & Brennan, L.A. (1993). The habitat concept in ornithology. Theory and applications. *Current Ornithology*, 11: 35-91.
- Blondel, J. & Farré, H. (1988). The convergent trajectories of bird communities along ecological successions in European forests. *Oecologia*, 75: 83-93.
- Blondel, J. (1985). Breeding Strategies of the Blue Tit and Coal Tit (*Parus*) in Mainland and Island Mediterranean Habitats: A Comparison. *Journal of Animal Ecology*, 54:531-556.
- Blondel, J., Catzeflis, F. & Perret, P. (1996). Molecular phylogeny and the historical biogeography of the warblers of the genus *Sylvia* (Aves). *Journal of Evolutionary Biology*, 9:871-891.
- Bonham, C. D. (1989). *Measurements for terrestrial vegetation*. Wiley-Interscience, Nueva York.

- Boulton, R. L. & Cassey, P. (2006). An inexpensive method for identifying predators of passerine nests using tethered artificial eggs. *New Zealand Journal of Ecology*, 30: 377-385.
- Boves, T. J., Buehler, D. A., Sheehan, J., Wood, P. B., Rodewald, A. D., Larkin, J. L. & Wigley, T. B. (2013). Spatial variation in breeding habitat selection by Cerulean Warblers (*Setophaga cerulea*) throughout the Appalachian Mountains. *The Auk*, 130: 46-59.
- Brown, D. R., Strong, C. M. & Stouffer, P. C. (2002). Demographic effects of habitat selection by Hermit Thrushes wintering in a pine plantation landscape. *The Journal of Wildlife Management*, 66: 407-416.
- Bruggisser, O. T., Schmidt-Entling, M. H. & Bacher, S. (2010). Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels. *Biological Conservation*, 143:1521-1528.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & Laake, J. L. (2005). *Distance sampling*. Oxford University. Oxford.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & Laake, J. L. (1993). *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*, Chapman and Hall, London.
- Buckland, S. T., Marsden, S. J. & Green, R. E. (2008). Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International*, 18: S91-S108.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. (2001). *Introduction to Distance Sampling*, Oxford University Press, Oxford.

- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer Science & Business Media. Colorado, State University.
- Calenge, C. (2006). The package “adehabitat” for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological modelling*, 197:516-519.
- Cantos, F. J. (1995). Migración e invernada de la curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*). *Ecología*, 9:425–433.
- Cantos, F. J. (1996). Análisis de los factores asociados a la invernada de los Sílvidos Presaharianos en la Península Ibérica en base a los resultados del anillamiento científico. *Ecología*, 10: 429-436.
- Carbonell, R. & Tellería, J. L. (1998). Selección y uso del hábitat por cinco poblaciones ibéricas de Curruca capirotada. *Ardeola*, 45:1-10.
- Carrascal, L. M. & Díaz, L. (2006). Winter bird distribution in abiotic and habitat structural gradients: a case study with mediterranean montane oakwoods. *Ecoscience*, 13: 100-110.
- Carrascal, L. M. y Palomino, D. (2008). *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Carrascal, L. M., Villén-Pérez, S. & Palomino, D. (2016). Preferred temperature and thermal breadth of birds wintering in peninsular Spain: the limited effect of temperature on species distribution. *PeerJ Preprints*, 4:e1880v1

- Carrascal, L. M., Villén-Pérez, S. & Seoane, J. (2012). Thermal, food and vegetation effects on winter bird species richness of Mediterranean oakwoods. *Ecological Research*, 27: 293-302.
- Castañares, M. G., Coba, F. J., Gómez, R. V., Sánchez, Z. A. B., Fabuel, V. S. & Tamarit, R. V. (2014). *Cultura Valenciana*. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Educació, Cultura i Esport .Av Campanar. València.
- Castro-Caro, J. C., Barrio, I. C. & Tortosa, F. S. (2013). Is the effect of farming practices on songbird communities landscape dependent? A case study of olive groves in southern Spain. *Journal of Ornithology*, 155:357-365.
- Caula, S. A., Sirami, C., Marty, P. & Martin, J. L. (2010). Value of an urban habitat for the native Mediterranean avifauna. *Urban Ecosystems*, 13:73–89.
- Caula, S., De Villalobos, A. E. & Marty, P. (2014). Seasonal dynamics of bird communities in urban forests of a Mediterranean city (Montpellier, Southern France). *Urban Ecosystems*, 17: 11-26.
- Caula, S., Marty, P. & Martin, J. L. (2008). Seasonal variation in species composition of an urban bird community in Mediterranean France. *Landscape and Urban Planning*, 87: 1-9.
- Chalfoun, A. D., Thompson, F. R. & Ratnaswamy, M. J. (2002). Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation biology*, 16:306-318.

- Chamberlain, D. E., Vickery, J. A., Glue, D. E., Robinson, R. A., Conway, G. J., Woodburn, R. J. W. & Cannon, A. R. (2005). Annual and seasonal trends in the use of garden feeders by birds in winter. *Ibis*, 147:563–575.
- Chiatante, G. & Meriggi, A. (2016). The Importance of Rotational Crops for Biodiversity Conservation in Mediterranean Areas. *PloS one*, 11: e0149323.
- Chiatante, G. (2014). Habitat selection of Dartford Warbler *Sylvia undata* on Elba Island (Tuscan Archipelago, Italy). *Bird Study*, 61:1–6.
- Chiatante, G., Brambilla, M. & Bogliani, G. (2014). Spatially explicit conservation issues for threatened bird species in Mediterranean farmland landscapes. *Journal for Nature Conservation*, 22:103-112.
- Clavero, M., Brotons, L. & Herrando, S. (2011). Bird community specialization, bird conservation and disturbance: the role of wildfires. *Journal of Animal Ecology*, 80: 128-136.
- Clutton-Brock, T. h. (1986). Sex ratio variation in birds. *Ibis*, 128:317–329.
- Cody, M. L. & Walter, H. (1976). Habitat selection and interspecific interactions among Mediterranean Sylviid Warblers. *Oikos*, 27: 210-238.
- Cody, M. L. (1981). Habitat Selection in Birds: The Roles of Vegetation Structure, Competitors, and Productivity. *BioScience*, 31:107–113.
- Cody, M.L. (1985). *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, Orlando.

- Concepción, E. D., Díaz, M. & Baquero, R. A. (2008). Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology*, 23:135-148.
- Coreau, A. & Martin, J. L. (2007). Multi-scale study of bird species distribution and of their response to vegetation change: A Mediterranean example. *Landscape Ecology*, 22:747-764.
- Corriale, M. J. (2010). *Uso y selección de hábitat del carpincho (Hydrochoerus hydrochaeris) a distintas escalas espacio-temporales en los Esteros del Iberá, Corrientes, Argentina.*
- Covas, R. & Blondel, J. (1998). Biogeography and history of the Mediterranean bird fauna. *Ibis*, 140: 395-407.
- Cramp, S. (1992). *The birds of the western Palearctic*, vol. 6. Oxford University Press, Oxford.
- Cuadrado, M., Senar, J. C. & Copete, J. L. (1994). Do all Blackcaps *Sylvia atricapilla* show winter site fidelity. *Ibis*, 137:70-75.
- Currie, D. R., Burke, T., Whitney, R. L. & Thompson, D. B. A. (1998). Male and female behaviour and extra-pair paternity in the wheatear. *Animal Behaviour*, 55:689-703.
- Davis, P. (1967). «Migration-seasons of the *Sylvia* warblers at British bird observatories». *Bird Study*, 14: 65-95.
- Dayan, T. & Simberloff, D. (2005). Ecological and community-wide character displacement: The next generation. *Ecology Letters*, 8:875-894.

- De La Montaña, E., Rey-Benayas, J. M. & Carrascal, L. M. (2006). Response of bird communities to silvicultural thinning of Mediterranean maquis. *Journal of Applied Ecology*, 43:651–659.
- De Los Santos, M. R., Cuadrado, M. & Arjona, S. (1986). Variation in the abundance of Blackcaps (*Sylvia atricapilla*) wintering in an olive (*Olea europaea*) orchard in southern Spain. *Bird Study*, 33: 81-86.
- Debussche, M. & Isenmann, P. (1990). Introduced and cultivated fleshy-fruited plants: consequences of a mutualistic Mediterranean plant-bird system. In *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Dordrecht.
- Diaz, M. & Tellería, J. (1994). Predicting the effects of agricultural changes in central Spanish croplands on seed-eating overwintering birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 49: 289-298.
- Dietzen, C., Edwards, P. J., Wolf, C., Ludwigs, J. D. & Luttik, R. (2013). Focal species of birds in European crops for higher tier pesticide risk assessment. *Integrated environmental assessment and management*, 10: 247-259.
- Dolenec, Z. & Dolenec, P. (2011). Influence of the local spring warming on the breeding phenology in blackcap (*Sylvia atricapilla*) in Croatia. *Journal of Environmental Biology*, 32: 625–627.
- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D. & Pain, D. J. (2002). The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89:167-182.

- Erwin, R. M. & Custer, T. W. (1982). Estimating Reproductive Success in Colonial Waterbirds : An Evaluation. *Colonial Waterbirds*, 5:49–56.
- Esteve, M. A., Hernández, V., Martínez, E., Ochotorena, F., Robledano, F. & Sánchez, P. A. (1986). Catálogo de vertebrados (excepto peces) de la Región de Murcia. *Anales de Biología*, 7: 57-70.
- Finlayson, G. R., Vieira, E. M., Priddel, D., Wheeler, R., Bentley, J. & Dickman, C. R. (2008). Multi-scale patterns of habitat use by re-introduced mammals: A case study using medium-sized marsupials. *Biological Conservation*, 141:320–331.
- Fontaine, J. J. & Martin, T. E. (2006). Habitat selection responses of parents to offspring predation risk: an experimental test. *The American Naturalist*, 168: 811-818.
- Fox, J. & Carvalho, M. S. (2012). The RcmdrPlugin. Survival package: Extending the R Commander interface to survival analysis. *Journal of Statistical Software*, 49: 1-32.
- Franklin, A., Noon, B. & George, T. (2002). What is habitat fragmentation?. *Studies in Avian Biology*, 25: 20–29.
- Fretwell, S. D. & Lucas, H. L. (1970). On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica*, 19:16–36.
- Gainzarain, J. A. & Perez, A. D. (1995). Distribución y hábitat de la curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala*) en las Comunidades Autónomas del País Vasco y Cantabria. *Munibe Ciencias Naturales*, 47:115-118.

- Gainzarain, J. A. (1996). Selección de hábitat de la avifauna en una comarca agrícola del Alto Valle del Ebro (Norte de España). *Munibe Ciencias Naturales*, 48:3–16.
- García, P.J. (2011). *Ecología y gestión del hábitat de los Passeriformes palustres Passeriformes palustres*. Editorial Academia Española. España.
- Gil, V.H. & Barberá, G.G. (1997). Comunidades reproductoras de aves en áreas forestales de la región de Murcia. *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas: Almerimar (El Ejido-Almería)*, 15 a 19 de septiembre, 1994 (pp. 99-107). Instituto de Estudios Almerienses.
- Gil-Delgado, J. A. & Escarre, A. (1977). Avifauna del naranjal valenciano, I. Datos preliminares sobre el Mirlo (*Turdus merula* L.). *Mediterránea*, 2: 89-109.
- Gil-Delgado, J. A. & Lacort, M. P. (1996). La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola*, 43: 41-48.
- Gil-Delgado, J. A. (1981). La avifauna del naranjal valenciano. III. El Verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Mediterránea*, 5: 97-114.
- Gil-Delgado, J. A., Marco, E., Paredes, M. & Vives-Ferrándiz, C. (2005). Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes. *Ibis*, 147: 206-212.

- Gil-Delgado, J. A., Pardo, R., Bellot, J. & Lucas, T. (1979). Avifauna del naranjal valenciano. II. El Gorrión Común (*Passer domesticus* L.). *Mediterránea*, 3: 69-99.
- Gil-Delgado, J. A., Tamarit, R., Viñals, A., Gómez, J. & Vives-Ferrándiz, C. (2009). Depredación sobre nidos, aves adultas y mamíferos por el lirón careto *Eliomys quercinus*. *Galemys*, 21:3-11.
- Girvan, M., Jones, J., Norris, D., Barg, J., Kyser, T. & Robertson, R. (2007). Long-distance dispersal patterns of male Cerulean Warblers (*Dendroica cerulea*) measured by stable-hydrogen isotopes. *Avian Conservation and Ecology*, 2:3. [online] URL: <http://www.ace-eco.org/vol2/iss2/art3/>.
- Gołowski, A. & Mitrus, C. (2008). What is more important: Nest-site concealment or aggressive behaviour? A case study of the red-backed shrike, *Lanius collurio*. *Folia Zoologica*, 57:403–410.
- Groom, D. W. (1993). Magpie *Pica pica* predation on Blackbird *Turdus merula* nests in urban areas. *Bird Study*, 40: 55-62.
- Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Geiger, F., Berendse, F., de Snoo, G. & Weisser, W. W. (2012). Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: landscape and field level management factors. *Biological Conservation*, 152: 74-80.
- Guillaumet, A. & Prodon, R. (2011). Avian succession along ecological gradients: Insight from species-poor and species-rich communities of sylvia warblers. *Current Zoology*, 57: 307–317.

- Hagemeyer, W. J. & Blair, M. J. (Eds.). (1997). *The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. T & AD Poyser, London.
- Hall, L. S., Krausman, P. R. & Morrison, M. L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25:173–182.
- Hammer, Ø. & Harper, D. A. (2001). Past. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 1.
- Harrison, C. (1982). *An Atlas of the birds of the western Palearctic*. London.
- Heikkinen, R. K., Luoto, M., Virkkala, R. & Rainio, K. (2004). Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural–forest mosaic. *Journal of Applied Ecology*, 41: 824-835.
- Hensler, G. L. & Nichols, J.D. (1981). The Mayfield method of estimating nesting success: a model, estimators and simulation results. *Wilson Bulletin*, 93: 42-53.
- Hera, I. D. L., Pérez-Tris, J. & Tellería, J. L. (2012). Habitat distribution of migratory and sedentary blackcaps *Sylvia atricapilla* wintering in southern Iberia: a morphological and biogeochemical approach. *Journal of Avian Biology*, 43: 333-340.
- Hernandez, A. (2008). Cherry removal by seed-dispersing mammals: mutualism through commensal association with frugivorous birds. *Polish Journal of Ecology*, 56: 127-138.

- Herrando, S. & Brotons, L. (2001). Fluctuating asymmetry in Sardinian Warblers *Sylvia melanocephala* inhabiting two shrublands affected by fire. *Bird Study*, 48: 180-187.
- Herrando, S., Brotons, L. & Llacuna, S. (2002). Does fire increase the seasonal variability of bird communities? A case in Mediterranean shrublands. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 57: 151–163.
- Herrando, S., Brotons, L. & Llacuna, S. (2003). Does fire increase the spatial heterogeneity of bird communities in Mediterranean landscapes. *Ibis*, 145: 307–317.
- Hódar, J. A. (1994). La alimentación de *Sylvia undata* y *Sylvia conspicillata* en una zona semiárida del sureste peninsular. *Ardeola*, 41: 55-58.
- Hogstedt, G. (1981). Effect of additional food on reproductive success in the Magpie (*Pica pica*). *The Journal of Animal Ecology*, 50: 219-229.
- Holmes, D. J. & Austad, S. N. (1995). The evolution of avian senescence patterns: implications for understanding primary aging processes. *American Zoologist*, 35: 307-317.
- Holt, C. A., Fuller, R. J. & Dolman, P. M. (2014). Exclusion of deer affects responses of birds to woodland regeneration in winter and summer. *Ibis*, 156:116-131.
- Hovick, T. J., Elmore, R. D. & Fuhlendorf, S. D. (2014). Structural heterogeneity increases diversity of non-breeding grassland birds. *Ecosphere*, 5: 1-13.

- Hutto, R. L. (1985). Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. *Habitat Selection in Birds*. In: M. L. Cody (Ed). *Habitat selection in birds* (pp. 455-4-6). Academic Press. Orlando.
- IBC. (2017). The internet IBC bird collection. Family Old World Warblers and Parrotbills (Sylviidae). <http://www.hbw.com/ibc/family/old-world-warblers-sylviidae>.
- Ieronymidou, C., Collar, N. J. & Dolman, P. M. (2012). Endemic Cyprus Warbler *Sylvia melanothorax* and colonizing Sardinian Warbler *Sylvia melanocephala* show different habitat associations. *Ibis*, 154: 248–259.
- Ivits, E., Buchanan, G., Olsvig-Whittaker, L. & Cherlet, M. (2011). European farmland bird distribution explained by remotely sensed phenological indices. *Environmental Modeling & Assessment*, 16: 385.
- Ivlev, V. S. (1961). *Experimental Feeding Ecology of Fishes*. Yale University. New Haven.
- Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61:65–71.
- Johnson, M. D., Sherry, T. W., Holmes, R. T. & Marra, P. P. (2006). Assessing habitat quality for a migratory songbird wintering in natural and agricultural habitats. *Conservation Biology*, 20: 1433-1444.
- Jokimäki, J. & Huhta, E. (2000). Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor*, 102: 838-847.

- Jokimäki, J., Clergeau, P. & Kaisanlahti-Jokimäki, M. L. (2002). Winter bird communities in urban habitats: a comparative study between central and northern Europe. *Journal of Biogeography*, 29: 69-79.
- Jones, J. (2001). Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. *Source: The Auk*, 118: 557-562.
- Jordano, P. (1985). El ciclo anual de los paseriformes frugívoros en el matorral mediterráneo del sur de España: importancia de su invernada y variaciones interanuales. *Ardeola*, 32: 69-94.
- Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F. & Couvet, D. (2006). Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters*, 9: 1237-1244.
- Kaplan, E. L. & Meier, P. (1958). Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association*, 53: 457-481.
- Klomp, H. (1970). The determination of clutch-size In birds. A review. *Árdea*, 58:1-124.
- Lack, D. L. (1971). *Ecological isolation in birds*. Harvard University. Cambridge.
- 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.

- Lavers, C., McCullagh, M. J. & Fuller, R. J. (2005). Combining archive territory mapping data and aerial photography to investigate bird-habitat relationships: a case study from the Lincolnshire coast. *Bird Study*, 52: 314-322.
- Lavorel, S., Canadell, J., Rambal, S. & Terradas, J. (1998). Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7: 57-166.
- Leal, A. (2015). Paser: 20 años no es nada. *Revista de anillamiento*, 34: 6-11.
- Litvaitis, J. A., Kimberly, T. & Anderson, A.M. (1994). *Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods*. In: T. A. Bookout (Ed). *Research and management techniques for wildlife and hábitats* (pp. 254-274).The Wildlife Society. Bethesda, Maryland.
- Loyn, R. H. (2002). Patterns of ecological segregation among forest and woodland birds in south-eastern Australia. *Ornithological Science*, 1: 7-27.
- Marciniak, B., Nadolski, J., Nowakowska, M., Loga, B. & Bańbura, J. (2007). Habitat and annual variation in arthropod abundance affects Blue Tit *Cyanistes caeruleus* reproduction. *Acta Ornithologica*, 42: 53-62.
- Marone, L., Lopez de Casenave, J. & Cueto, V. R. (1997). Patterns of habitat selection by wintering and breeding granivorous birds in the central Monte desert, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70: 73-81.

- Martí, R. & Del Moral, J. C. Eds. (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España*. SEO/BirdLife y Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Martin, J. L. & Thibault, J. C. (1996). Coexistence in Mediterranean warblers: ecological differences or interspecific territoriality?. *Journal of Biogeography*, 23: 169-178.
- Martin, P. R. & Martin, T. E. (2001). Behavioral interactions between coexisting species: song playback experiments with wood warblers. *Ecology*, 82: 207-218.
- Martin, T. E. & Geupel, G. R. (1993). Nest-monitoring plots: methods for locating nests and monitoring success. *Journal of Field Ornithology* 64:507–519.
- Martin, T. E. (1988). On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 85: 2196-2199.
- Martin, T. E., Scott, J. & Menge, C. (2000). Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, 267: 2287–2293.
- Mason, C. F. (1976). Breeding Biology of the Sylvia Warblers. *Bird Study*, 23: 213–232.
- Matteucci, S. D. & Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington.

- Mayfield, H. (1975). Suggestions for calculating nest success. *The Wilson Bulletin*, 87: 456-466.
- McClure, C. J., Rolek, B. W. & Hill, G. E. (2013). Seasonal use of habitat by shrub-breeding birds in a southeastern national forest. *The Wilson Journal of Ornithology*, 125: 731-743.
- Møller, A. P. (1988). Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos*, 53: 215-221.
- Møller, A. P., Adriaensen, F., Artemyev, A., Bañbura, J., Barba, E., Biard, C. & Cecere, F. (2014). Clutch-size variation in Western Palaearctic secondary hole-nesting passerine birds in relation to nest box design. *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 353-362.
- 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.
- Moreira, F. & Russo, D. (2007). Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecology*, 22: 1461-1476.
- Moreno, J. (2004). Avian reproduction in a mediterranean context: Contributions of ornithological research in Spain. *Ardeola*, 51:51–70.
- Morganti, M., Assandri, G., Aguirre, J. I., Ramirez, Á., Caffi, M. & Pulido, F. (2017). How residents behave: home range flexibility and dominance over migrants in a Mediterranean passerine. *Animal Behaviour*, 123: 293–304.

- Morosinotto, C., Thomson, R. L. & Korpimäki, E. (2010). Habitat selection as an antipredator behaviour in a multi-predator landscape: all enemies are not equal. *Journal of Animal Ecology*, 79: 327-333.
- Morrison, M. L., Marcot, B.G. & Mannan, R.W. (1992). *Wildlife hábitat relationships*. The University of Wisconsin Press. United States.
- Mostacedo, B. & Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOS), Santa Cruz.
- Muntaner, J., Ferrer, X. & Martínez-Vilalta, A. (1983). *Atla dels ocells nidíficans de Catalunya i Andorra*. Ketres. Barcelona.
- Muñoz-Cobo, J. & Moreno, M. J. (2003). Uso del agroecosistema olivar por las aves. (II) Variables estructurales en la estación otoño-invernal. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 29: 171-183.
- Muñoz-Cobo, J., Moreno, J. & Romero, C. (2001). Análisis cualitativo y cuantitativo de las comunidades de aves en cuatro tipos de olivares de Jaén. (I) comunidades primaverales. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 27: 259-275.
- Murgui, E. (2010). Seasonal patterns of bird crop use in traditional irrigated land (the Huerta Of Valencia, Spain). *Ardeola*. 57: 87-102
- Murison, G., Bullock, J. M., Underhill-Day, J., Langston, R., Brown, A. F. & Sutherland, W. J. (2007). Habitat type determines the effects of disturbance on the breeding productivity of the Dartford Warbler *Sylvia undata*. *Ibis*, 149:16–26.

- Myczko, Ł., Rosin, Z. M., Skórka, P., Wylegała, P., Tobolka, M., Fliszkiewicz, M. & Tryjanowski, P. (2013). Effects of management intensity and orchard features on bird communities in winter. *Ecological Research*, 28: 503–512.
- Narayana, B. L., Rao, V. V. & Pandiyan, J. (2013). Avifaunal assemblages in relation to different croplands/habitats of Nalgonda District, Andhra Pradesh, India. *International Journal of Life Sciences Biotechnology and Pharma Research*, 2: 212-224.
- Navarro, J., Votier, S. C., Aguzzi, J., Chiesa, J. J., Forero, M. G. & Phillips, R. A. (2013). Ecological Segregation in Space, Time and Trophic Niche of Sympatric Planktivorous Petrels. *PloS one*, 8: e62897.
- Papadimitriou, F. (2002). Modelling indicators and indices of landscape complexity: an approach using GIS. *Ecological indicators*, 2: 17-25.
- Partridge, L. (1978). *Habitat selection*. Blackwell Scientific, Oxford.
- Peach, W. J., Denny, M., Cotton, P. A., Hill, I. F., Gruar, D., Barritt, D. & Mallord, J. (2004). Habitat selection by song thrushes in stable and declining farmland populations. *Journal of Applied Ecology*, 41: 275-293.
- Peisley, R. K., Saunders, M. E. & Luck, G. W. (2015). A systematic review of the benefits and costs of bird and insect activity in agroecosystems. *Springer Science Reviews*, 3: 113-125.
- Pérez-Granados, C., López-Iborra, G. M. & Seoane, J. (2017). A multi-scale analysis of habitat selection in peripheral populations of the endangered

- Dupont's Lark *Chersophilus duponti*. *Bird Conservation International*, 27: 398-413.
- Pérez-Tris, J. & Tellería, J. L. (2002). Migratory and sedentary blackcaps in sympatric non-breeding grounds: Implications for the evolution of avian migration. *Journal of Animal Ecology*, 71: 211–224.
- Pérez-Tris, J. (2001). *Migración y sedentarismo en los paseriformes forestales ibéricos: perspectivas ecológicas y evolutivas* (Tesis de doctorado). Universidad Complutense de Madrid, Madrid- España.
- Pérez-Tris, J., Carbonell, R. & Tellería, J. L. (1999). A method for differentiating between sedentary and migratory Blackcaps *Sylvia atricapilla* in wintering areas of southern Iberia. *Bird Study*, 46:299-304.
- Persson, B. (1971). Habitat Selection and Nesting of a South Swedish Whitethroat *Sylvia communis* Lath. Population. *Ornis Scandinavica*, 2: 119-126.
- Polak, M. (2012). Habitat preferences of the sympatric barred warbler (*Sylvia nisoria*) and the red-backed shrike (*Lanius collurio*) breeding in central Poland. *Ann Zool Fenn*, 49:355–363
- Polak, M. (2014). Protective nesting association between the Barred Warbler *Sylvia nisoria* and the Red-backed Shrike *Lanius collurio*: an experiment using artificial and natural nests. *Ecological Research*, 29: 949-957.
- Poláková, J., Tucker, G., Hart, K., Dwyer, J. & Rayment, M. (2011). *Addressing biodiversity and habitat preservation through Measures*

-
- applied under the Common Agricultural Policy*. Institute for European Environmental Policy. London.
- Pons, P. & Clavero, M. (2010). Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation*, 13: 294-305.
- Pons, P., Bas, J. M., Prodon, R., Roura-Pascual, N. & Clavero, M. (2008). Territory characteristics and coexistence with heterospecifics in the Dartford warbler *Sylvia undata* across a habitat gradient. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 62: 1217–1228.
- Pons, P., Clavero, M., Bas, J. M. & Prodon, R. (2012). Time-window of occurrence and vegetation cover preferences of Dartford and Sardinian Warblers after fire. *Journal of Ornithology*, 153: 921–930.
- Pons, P., Henry, P. Y., Gargallo, G., Prodon, R. & Lebreton, J. D. (2003). Local survival after fire in Mediterranean shrublands: Combining capture-recapture data over several bird species. *Population Ecology*, 45: 187–196.
- Potti, J. & Moreno, J. (1996). Perfil Histórico De Los Estudios De Biología De La Reproducción De Aves En España. *Ardeola*, 43: 3-8.
- Pulliam, H. R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, 132:652–661.
- QGIS Development Team. (2016). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Consultado en Agosto 2016. Disponible en <http://www.qgis.org/>.

- R Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Consultado Agosto. 2016. Disponible en <http://www.R-project.org/>.
- Rabenold, K. N. & Bromer, W.R. (1989). *Plant communities as animal habitats: efectos of primary resources on the distribution and abundance of animal*. Pages 291-353 in w. G. abrahamson, editir. Plant-animal interactions. Mc-Graw-Hill, New york, United States.
- Rajashekara, S. & Venkatesha, M. G. (2014). Insectivorous bird communities of diverse agro-ecosystems in the Bengaluru region, India. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 2: 142-155.
- Recatalá, L., Ive, J. R., Baird, I. A., Hamilton, N. & Sánchez, J. (2000). Land-use planning in the Valencian Mediterranean Region: Using LUPIS to generate issue relevant plans. *Journal of Environmental Management*, 59: 169–184.
- Reid, J. M., Bignal, E. M., Bignal, S., McCracken, D. I. & Monaghan, P. (2003). Age-specific reproductive performance in red-billed choughs *Pyrhacorax pyrhacorax*: patterns and processes in a natural population. *Journal of Animal Ecology*, 72: 765-776.
- Remeš, V. (2003). Effects of exotic habitat on nesting success, territory density, and settlement patterns in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*). *Conservation Biology*, 17: 1127-1133.
- Remeš, V. (2005). Birds and rodents destroy different nests: A study of Blackcap *Sylvia atricapilla* using the removal of nest concealment. *Ibis*, 147: 213–216.

- Rey, P. J. & Gutiérrez, J. E. (1996). Pecking of olives by frugivorous birds: a shift in feeding behaviour to overcome gape limitation. *Journal of Avian Biology*, 327-333.
- Rey, P. J. (1995). Spatio-Temporal Variation in Fruit and Frugivorous Bird Abundance in Olive Orchards. *Ecology*, 76: 1625-1635.
- Rey, P. J. (2011). Preserving frugivorous birds in agro-ecosystems: Lessons from Spanish olive orchards. *Journal of Applied Ecology*, 48: 228–237.
- Robinson, R. A., Baillie, S. R. & Crick, H. Q. (2007). Weather-dependent survival: implications of climate change for passerine population processes. *Ibis*, 149: 357-364.
- Rowston, C., Catterall, C. P. & Hurst, C. (2002). Habitat preferences of squirrel gliders, *Petaurus norfolcensis*, in the fragmented landscape of southeast Queensland. *Forest Ecology and Management*, 164: 197–209.
- Salinas-Ortiz, Q., Roldán-Clarà, B., Marina-Hipólito, J. G., Urbina-Torres, F. & Malagón-Rodríguez, M. A. (2015). Éxito reproductivo del gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis sanctorum*) en el archipiélago San Benito, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86: 196-201.
- Santos, T. & Tellería, J. L. (1985). Patrones generales de la distribución invernal de Passeriformes en la Península Ibérica. *Ardeola*, 32: 17-30.
- Santos, T., Carbonell, R., Galarza, A., Perez-Tris, J., Ramirez, A. & Tellería, J. L. (2014). The importance of northern Spanish farmland for wintering migratory passerines: a quantitative assessment. *Bird Conservation International*, 24: 1-16.

- Sapir, N., Abramsky, Z., Shochat, E. & Izhaki, I. (2004). Scale-dependent habitat selection in migratory frugivorous passerines. *Naturwissenschaften*, 91:544-547.
- Schaefer, T. & Barkow, A. (2004). Habitat and nest site preferences of *Sylvia atricapilla* and *S. melanocephala* in Majorca. *Ardeola*, 51: 445-450.
- Schifferli, L. (2000). Changes in agriculture and the status of birds breeding in European farmland. *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*, 17:17-25.
- Scott, D. M. & Dunstone, N. (2000). Environmental determinants of the composition of desert-living rodent communities in the north-east Badia region of Jordan. *Journal of Zoology*, 251: 481-494.
- Sekercioglu, C. H. (2002). Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107: 229-240.
- Senar, J. C. & Borrás, A. (2004). Sobrevivir al invierno: estrategias de las aves invernantes en la Península Ibérica. *Ardeola*, 51: 133-168.
- SEO/BirdLife. (2008). *Curruca cabecinegra (Sylvia melanocephala)*. En: La Enciclopedia de las Aves de España. Fundación BBVA y SEO/Birdlife. Madrid.
- SEO/BirdLife. (2010). *Estado de conservación de las aves en España en 2010*. SEO/BirdLife. Madrid.

- SEO/BirdLife. (2012). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- SEO/BirdLife. (2014). *Programa de seguimiento de avifauna de SEO/BirdLife*. SEO/BirdLife. Madrid.
- SEO/BirdLife. (2016). *Programa de seguimiento y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2015*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Sheldon, R. D., Chaney, K. & Tyler, G. A. (2007). Factors affecting nest survival of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in arable farmland: an agri-environment scheme prescription can enhance nest survival. *Bird Study*, 54:168-175.
- Shirihai, H., Gargallo, G. & Helbig, A.J. (2001). *Sylvia Warblers Identification, Taxonomy and Phylogeny of the Genus Sylvia*. Helm identification guides. Christopher Helm, London.
- Simms, E. (1985). *British Warblers*. Mellanby, E., Walters, S. M. y Wesc, R. (eds.). London.
- Sirami, C., Nespoulous, A., Cheylan, J. P., Marty, P., Hvenegaard, G. T., Geniez, P. & Martin, J. L. (2010). Long-term anthropogenic and ecological dynamics of a Mediterranean landscape: Impacts on multiple taxa. *Landscape and Urban Planning*, 96: 214–223.
- Skowno, A. L. & Bond, W. J. (2003). Bird Community Composition in an Actively Managed Savanna Reserve Importance of Vegetation Structure and Vegetation Composition. *Biodiversity and Conservation*, 12: 2279–2294.

- Slagsvold, T. (1982). Clutch size variation in passerine birds: the nest predation hypothesis. *Oecologia*, 54: 159-169.
- Snow, D. W. & Mayer-Gross, H. (1967). Farmland as a nesting habitat. *Bird Study*, 14: 43–52.
- Snow, D. W. & Perrins, C. M. (1998). *The birds of the western Palearctic*. Oxford University Press, Oxford.
- Snow, D. W. (1955). The Breeding of the Blackbird, Song Thrush, and Mistle Thrush in Great Britain Part II. Clutch-Size. *Bird Study*, 2: 72–84.
- Söderström, B., Part, T. & Ryden, J. (1998). Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia*, 117: 108-118.
- Sokos, C. K., Mamolos, A. P., Kalburtji, K. L. & Birtsas, P. K. (2013). Farming and wildlife in Mediterranean agroecosystems. *Journal for Nature Conservation*, 21: 81–92.
- Sorace, A., Gustin, M., Calvario, E., Ianniello, L., Sarrocco, S. & Carere, C. (2000). Assessing bird communities by point counts: repeated sessions and their duration. *Acta Ornithologica*, 35: 197-202.
- Stamps, J. A. (1988). Conspecific attraction and aggregation in territorial species. *The American Naturalist*, 131: 329-347.
- Suárez, F. & Santos, T. (1988). Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves en un rebollar (*Quercus pyrenaica* Willd.) de la submeseta norte. *Miscel·lània Zoològica*, 12: 379-383.

- 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.
- Sunyer, J. R. (2008). Sobre la nidificación del busqueret capnegre *Sylvia melanocephala* al centre de mallorca. *Anuari Ornitológic de Les Balears*, 23: 57–61.
- Suvorov, P. & Šálek, M. (2013). Character of surrounding habitat determines nest predation in suburban idle fields. *Folia Zoologica (Czech Republic)*, 62: 176–184
- Tellería, J. L. & Pérez-Tris, J. (2003). Seasonal distribution of a migratory bird: effects of local and regional resource tracking. *Journal of Biogeography*, 30:1583-1591.
- Tellería, J. L. & Santos, T. (1995). Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. *Biological conservation*, 71: 61-67.
- Tellería, J. L., Fernández-López, J. & Fandos, G. (2016). Effect of climate change on mediterranean winter ranges of two migratory passerines. *PloS one*, 11: e0146958.
- Tellería, J. L., Santos, T. & Carrascal, I. M. (1988a). *La invernada de los passeriformes (O. Passeriformes) en la Península Ibérica*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Tellería, J.L., Santos, T., Álvarez, G. & Sáez-Royuela, C. (1988b). Avifauna de los campos de cereales del interior de España. *Monografías SEO*, 2: 173-319.
- Ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- Thomson, R. L., Forsman, J. T. & Mönkkönen, M. (2003). Positive interactions between migrant and resident birds: testing the heterospecific attraction hypothesis. *Oecologia*, 134: 431-438.
- Traba, J., Acebes, P., Malo, J. E., García, J. T., Carriles, E., Radi, M. & Znari, M. (2013). Habitat selection and partitioning of the Black-bellied Sandgrouse (*Pterocles orientalis*), the Stone Curlew (*Burhinus oediconemus*) and the Cream-coloured Courser (*Cursorius cursor*) in arid areas of North Africa. *Journal of Arid Environments*, 94: 10-17.
- Urios, V., Escobar, J.V., Pardo, R. & Gómez, J.A. Eds. (1991). *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Consellería d'Agricultura i Pesca. Direcció General de Política Forestal i Pesquera. Valencia.
- Valdecantos, A., Fuentes, D., Alloza, J.A. & Vallejo, R. (2016). *Informe sobre el impacto del incendio forestal de Carcaixent*. Fundació CEAM-Programa Forestal, Valencia.
- Valladares, F. (2007). *El hábitat mediterráneo continental: un sistema humanizado, cambiante y vulnerable*. *Ambientes mediterráneos*. En: M. Paracuellos (Ed), *Funcionamiento, biodiversidad y conservación de*

- los ecosistemas mediterráneos* (pp. 219-239). Almería, Colección Medio Ambiente.
- Van den Berg, L. J. L., Bullock, J. M., Clarke, R. T., Langston, R. H. W. & Rose, R. J. (2001). Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: The role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. *Biological Conservation*, 101: 217–228.
- Veen, T., Sheldon, B. C., Weissing, F. J., Visser, M. E., Qvarnström, A. & Sætre, G. P. (2010). Temporal differences in food abundance promote coexistence between two congeneric passerines. *Oecologia*, 162: 873–884.
- Vera, P., Encabo, S. I., Monrós, J. S., Barba, E. & Belda, E. J. (2007). Aportaciones a la flora de Carcaixent (Valencia) y áreas limítrofes. *Flora Montiberica*, 37: 68-74.
- Vera, P., Marín, M., Belda, E. J. & Monrós, J. S. (2009). Estructura i composició del niu del Repicatalons *Emberiza schoeniclus witherbyi*. *Revista Catalana d'ornitologia*, 25: 43-48.
- Vilanova, P.P., Jordá, S. C., Acosta, M. J. & Cantó, C.J.L. (2006). *Flora del Carrascal de la Font Roja. Gerencia de medio ambiente*. Ayuntamiento de Alcoy. Gráficas Agulló. Valencia.
- Voous, K. H. (1960). *Atlas of European Birds*. Nelson. Edimburgo.
- Watts, B.D. (1991). Effects of predation risk on distribution within and between habitats in savannah sparrows. *Ecology*, 72: 1515–1519.

- Węgrzyn, E. & Leniowski, K. (2011). Nest site preference and nest success in blackcaps *Sylvia atricapilla* in Poland. *Ardeola*, 58: 113–124.
- Weidinger, K. (2000). The breeding performance of blackcap *Sylvia atricapilla* in two types of forest habitat. *Ardea*, 88: 225–233.
- Whittingham, M. J., Swetnam, R. D., Wilson, J. D., Chamberlain, D. E. & Freckleton, R. P. (2005). Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *Journal of Applied Ecology*, 42: 270-280.
- Wiens, J. A., Rotenberry, J. T. & Horne, B. Van. (1987). Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*, 48: 132–147.
- Willson, M. F. (1974). Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55: 1017-1029.
- XLSTAT. (2016). XLSTAT-prueba Software, version 19.01.41270. Copyright Addinsoft 1995-2016. Disponible en <http://www.xlstat.com>.
- XLSTAT. (2017). XLSTAT-ecology Software, versión 5. Copyright Addinsoft 1995-2017. Disponible en <http://www.xlstat.com>. 2017
- Young, J. S. & Hutto, R. L. (1999). Habitat and landscape factors affecting cowbird distribution in the northern rockies. *Studies in Avian Biology*, 18: 41-51.

Zieliński, J. & Lik, M. (2014). Effect of parental care on depredation of blackcap *Sylvia atricapilla* l. Nests: An experiment with artificial clutches. *Polish Journal of Ecology*, 62: 761–769.