

# SELECCIÓN DE MACRO Y MICROHÁBITAT DEL ALCARAVÁN COMÚN (*Burbinus oedicnemus*) EN DOS LOCALIDADES MADRILEÑAS DURANTE LA ESTACIÓN REPRODUCTIVA

## INTRODUCCIÓN

El alcaraván común (*Burbinus oedicnemus*, Burhinidae, Charadriiformes) es un ave de tamaño medio, que tiene una extensa aunque fragmentada área de distribución por el Paleártico. Se trata de una especie vinculada a medios abiertos y desarbolados como prados, pastos áridos y estepas naturales o seminaturales (Hume 1996), y en España se ha señalado su preferencia por sitios con cobertura permanente de vegetación como eriales y barbechos (De Juana *et al.* 2004).

El alcaraván ha sufrido un declive poblacional en Europa de entre el 20-50% en los últimos 20 años, llegando a desaparecer de algunos países (Tucker *et al.* 1994; Green *et al.* 2000), mientras que en España el declive ha sido superior al 20% en el periodo 1970-1990 (Purroy 1997), estimándose en la actualidad una población en torno a 30.000-40.000 parejas (De Juana *et al.* 2003, 2004). Estas tendencias regresivas han llevado a catalogar la especie como “vulnerable” en Europa (BirdLife International 2004) y “casi amenazada” a nivel nacional (De Juana *et al.* 2003, 2004). A pesar de esto, son escasos los trabajos sobre estimas poblacionales y selección de hábitat de la especie (véanse sin embargo Green y Griffiths 1994; Green y Taylor 1995; Green *et al.* 2000, todos en Reino Unido), quizá debido a que su comportamiento nocturno y esquivo y su plumaje críptico disminuyen su detectabilidad.

En España, la mayoría de trabajos sobre selección de hábitat del alcaraván se ha centrado en la selección de hábitat a gran

Juan TRABA\*  
María Paula DELGADO  
Daniel J. ALBENDEA  
Manuel B. MORALES

Grupo de Ecología  
y Conservación de  
Ecosistemas Terrestres  
(TEG)  
Departamento de Ecología  
Universidad Autónoma de  
Madrid  
C/ Darwin 2  
28049 Madrid

\* Autor para  
correspondencia:  
juan.traba@uam.es

## RESUMEN

Se presentan los resultados de estimas de densidad y análisis de selección de hábitat para el alcaraván común en dos localidades del centro peninsular. Durante la primavera de 2005 y 2006 se realizaron recorridos sistemáticos de cuadrículas de 500x500 m en áreas de Valdeterres de Jarama y Campo Real. En cada punto de observación y en puntos

escala (a nivel de sustrato) y no se conoce demasiado acerca de la influencia de la estructura de la vegetación sobre la distribución y abundancia de la especie (Solís y De Lope 1996; Barros *et al.* 1996; Barros y De Juana 1997; véase sin embargo Homem de Brito 1996, sobre selección de hábitat de lugares de nidificación). No obstante, existen algunos estudios previos, realizados principalmente en Reino Unido, que muestran que la estructura de la vegetación influye en los patrones de distribución y abundancia de la especie (Green y Griffiths 1994; Green y Taylor 1995).

control se tomaron datos a escala de sustrato agrario, y de estructura horizontal y vertical de la vegetación a microescala. Se obtuvo una densidad de 0,73 y 0,67 aves/100 ha en Campo Real y 2,00 y 2,33 aves/100 ha en Valdetorres de Jarama, para 2005 y 2006 respectivamente. Los alcaravanes seleccionaron positivamente labrados y barbechos. A microescala, el alcaraván mostró un patrón similar entre localidades, seleccionando puntos con mayor presencia de arvenses y de materia orgánica en el suelo y poco complejas estructuralmente. Estos resultados apuntan a la existencia de un compromiso evolutivo entre el acceso al alimento y la estrategia antipredatoria.

**PALABRAS CLAVE:** aves esteparias, España, nicho realizado, sistemas agrarios, tamaño de población.

En los últimos años se está haciendo un mayor esfuerzo en la descripción de la selección de hábitat de los organismos con una aproximación multiescalar (Morales *et al.* 2008; Morales y Traba 2009; Traba *et al.* 2009), desde el análisis de la estructura de la vegetación o características del microhábitat (cobertura, densidad espacial, complejidad vertical), hasta las escalas de paisaje (p. ej. Johnson 1980; Whittingham y Evans 2004; Wolff 2005; Devereux *et al.* 2006). Esto permite determinar con mayor precisión el nivel de preferencias de las especies y las medidas adecuadas para su conservación.

En el presente estudio se analizan los patrones de selección de hábitat del alcaraván a dos escalas, macrohábitat —a nivel de sustrato agrario— y microhábitat —a nivel de la estructura de la vegetación— durante la estación reproductora, con la premisa de que la selección de microhábitat que realizan los alcaravanes es independiente de la composición del paisaje. De forma novedosa, éste es el primer trabajo que incorpora información sobre la selección de microhábitat del alcaraván en España. También se calculan estimas poblacionales en dos localizaciones de la Comunidad de Madrid, para dos años sucesivos, mediante un método de censo escasamente utilizado antes para la especie.

## MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se ha llevado a cabo en dos áreas de la Comunidad de Madrid, en el centro de la península Ibérica. La primera está

situada en el término municipal de Valdetorres de Jarama (40° 40' N 3° 25' O) y presenta una superficie de 1.651 ha. Esta área se encuentra dentro de la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) n.º 139 “Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares”, que constituye una de las áreas valiosas para las aves esteparias (*hot spots*) definidas para la España peninsular (Traba *et al.* 2007), considerada así debido a la importancia de las poblaciones de estas aves que alberga. La segunda zona, situada en el término municipal de Campo Real (40° 20' N 3° 23' O) y con una extensión de 1.150 ha, está incluida dentro de la Zona de Importancia para las Aves (IBA) “Las Alcarrias de Alcalá”, y también presenta importantes poblaciones reproductoras de especies de aves esteparias.

Ambas áreas presentan una fisonomía similar. El terreno es llano y el clima se considera de tipo mediterráneo continental, con inviernos fríos y veranos muy calurosos y casi carentes de precipitaciones. La mayor parte de la superficie es de uso fundamentalmente agrícola, predominando los cultivos de cereal, y con menor presencia de leguminosas, olivares y viñedos. Los labrados, barbechos de distintas edades y eriales ocupan superficies similares a las destinadas a cultivo (Delgado 2009).

### Censos de aves

La localización de los individuos se realizó mediante dos métodos complementarios, anotando y georreferenciando en cada caso el número, localización y tipo de sustrato sobre el que aparecieron los ejemplares. En primer lugar, durante la primavera de 2005 y de 2006, grupos de observadores experimentados (entre 4 y 6), separados no más de 5 m, realizaron batidas sistemáticas de cuadrados de 500x500 m distribuidos al azar por las zonas de estudio (Bibby *et al.* 2000); en 2005 se cubrieron en total 300 ha en Valdetorres de Jarama (n = 12 cuadrados; 18,2% del área de estudio) y 275 ha en Campo Real (n = 11; 24%). En 2006 se cubrieron 12 cuadrados en ambas localidades (26,1 % del área de estudio de Campo Real). Las fechas elegidas para las batidas —entre el 8 y el 22 de mayo teniendo en cuenta las dos temporadas— coincidieron con la época reproductora de la especie (Barros y De Juana 1997). De forma complementaria, y exclusivamente para incrementar el número de observaciones utilizadas para el estudio de selección

de hábitat, se consideraron todas las efectuadas durante visitas sucesivas a ambas localidades durante el mes de mayo en los dos años de estudio.

Para el análisis de la selección de macrohábitat (escala de sustrato agrario) se calculó la disponibilidad de sustratos agrarios en las dos localidades y años a partir de mapeos exhaustivos de las zonas de estudio realizados durante las salidas de campo y la integración de esta información en una aplicación SIG. Los sustratos considerados fueron “cultivo de cereal”, “cultivo de leguminosa”, “viñedo”, “labrado”, “barbechos y eriales” y “márgenes y caminos”.



Para el análisis de la selección de microhábitat (escala de localización), en todas las localizaciones de alcaraván y en un conjunto de puntos control se realizaron medidas de la cobertura y la estructura de la vegetación. Este muestreo se realizó distribuyendo cinco cuadrados de 1 m de lado en el centro y los vértices de una cruz, separados 10 m entre sí. En los casos en que la observación se realizara sobre un lindero de separación entre dos tipos de sustrato, la orientación de la cruz se estableció de tal forma que tanto el cuadro central como dos de los periféricos quedasen situados en la linde. En cada cuadrado se midieron 11 variables relacionadas con características de cobertura y estructurales de la vegetación. Las coberturas se midieron como porcentaje de ocupación de superficie en varias categorías: “cobertura de suelo desnudo”, “cobertura de detritus”, “cobertura vegetal”, “cobertura de vegetación verde” y “cobertura de vegetación verde ruderal”. Estos porcentajes se estimaron visualmente, por lo que fueron tomados siempre por el mismo muestreador para reducir la variación debida al error de medida. Las variables que dieron idea de la estructura de la vegetación se midieron como número de contactos de ésta sobre una varilla de 1 cm de diámetro —situada en posición vertical en el centro de cada cuadrado— a los intervalos de altura “entre 0 y 5 cm”, “entre 5 y 10 cm”, “entre 10 y 30 cm”, “por encima de 30 cm”, “número total de contactos” y “altura máxima de la vegetación dentro del cuadrado”. Se calcularon los promedios de cada variable y los coeficientes de variación de las variables “cobertura de suelo desnudo” y “número total de contactos” como medidas de la heterogeneidad de la estructura vegetal.

En total se muestrearon 31 puntos de observación de alcaraván (12 y 6 en Campo Real en 2005 y 2006 respectivamente; 6 y 7 en Valdetorres en las dos temporadas) y 105 controles (25 y 20 en Campo Real en 2005 y 2006; 40 y 20 en Valdetorres). Los puntos control fueron seleccionados al azar por la aplicación ArcGIS 9.1 con las únicas restricciones de encontrarse en terreno agrícola y estar alejados al menos 100 m de las observaciones para minimizar el riesgo de solapamiento con las áreas utilizadas por los alcaravanes.

### **Análisis de macrohábitat**

Para determinar la existencia de un patrón de selección del tipo de sustrato agrario diferente del esperable según la disponibilidad se utilizó un test de la Chi-cuadrado. Posteriormente se calcularon los índices de selección de Neu —que se define como el uso de cada tipo de sustrato dividido por su disponibilidad— para cada tipo de sustrato, y los intervalos de confianza del uso relativo al 95% (Neu *et al.* 1974). En los casos en que el valor de disponibilidad de un determinado sustrato quedó fuera de su intervalo, se consideró que la selección o el rechazo fue significativa a dicho nivel de confianza.

### **Análisis de microhábitat**

Dado el alto nivel de correlación existente entre las variables originales, y con el objeto de generar gradientes que facilitaran la interpretación ecológica de las variables originales, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Los dos ejes del ACP fueron utilizados como variable dependiente en un análisis Manova en el que se consideraron los factores “observación” (alcaraván o control), “año” (2005 o 2006) y “zona de estudio” (Valdetorres o Campo Real) para determinar si había diferencias significativas entre las parejas de cada uno de los factores con respecto a los dos componentes principales. Las variables fueron debidamente transformadas para cumplir con los requerimientos de normalidad del ACP. En caso de existir diferencias significativas se realizaron pruebas *post hoc* de Tukey. Para llevar a cabo estos análisis se empleó el paquete estadístico Statistica 6.

## RESULTADOS

### **Resultados globales**

A partir de las observaciones realizadas durante las batidas sistemáticas se ha estimado una densidad de población de 0,73 y 0,67 aves/100 ha en Campo Real y 2,00 y 2,33 aves/100 ha en Valdetorres de Jarama, para 2005 y 2006 respectivamente. La población estimada para Campo Real estaría, por tanto,

entre los 7 y los 9 alcaravanes, mientras que en Valdetorres se estima un tamaño poblacional de entre 33 y 39 aves. La razón de parejas, estimada como el número de individuos emparejados entre el número de individuos solitarios, osciló entre el 0% y el 100% en Campo Real mientras que en Valdetorres la variación fue entre el 50% y el 75%, para los dos años de estudio.

### Selección de macrohábitat

En el conjunto de los dos años y las dos zonas de estudio se realizó un total de 31 observaciones de alcaraván, incluyendo las realizadas durante las batidas y las observaciones adicionales: 18 en 2005 y 13 en 2006. De éstas, la mayoría se realizó en labrados (45,16%), seguidos de barbechos y eriales (35,48%). Dieciocho observaciones se realizaron en Campo Real y 13 en Valdetorres.

Los alcaravanes mostraron una selección de macrohábitat (escala de sustrato agrario) significativamente diferente de la esperable por azar (tabla I), en ambos años y en las dos zonas de estudio. El índice de Neu sólo resultó significativo para señalar la selección positiva de los alcaravanes hacia los labrados en Valdetorres de Jarama, en 2006 (índice de Neu = 3,43;  $p < 0,05$ ). En el resto de los casos, la selección de sustratos no resultó significativa, debido fundamentalmente al

Zona	n	Año		Sustrato agrario						$\chi^2$	g.l.	p
				C	L	ByE	Leg	Vin	MyC			
Campo Real	12	2005	Disponibilidad	0,44	0,20	0,16	0,04	0,06	0,04	28,73	5	<0,01
			Uso	0,00	0,25	0,42	0,00	0,17	0,17			
	6	2006	Disponibilidad	0,28	0,24	0,28	0,07	0,05	0,01	21,04	5	<0,01
			Uso	0,00	0,33	0,33	0,00	0,00	0,17			
Valdetorres	6	2005	Disponibilidad	0,37	0,39	0,13	0,01	0,00	0,01	17,05	5	<0,025
			Uso	0,00	0,50	0,50	0,00	0,00	0,00			
	7	2006	Disponibilidad	0,34	0,25	0,21	0,01	0,01	0,01	15,61	5	<0,05
			Uso	0,00	0,50	0,50	0,00	0,00	0,00			

Tabla 1. Proporción (en tanto por uno) de sustratos disponibles y de uso de cada tipo de sustrato por parte del alcaraván, y resultados del test de la Chi-cuadrado para la selección de sustrato (n: número de observaciones de alcaraván; C: Cultivo de cereal; L: Labrado; ByE: Barbechos y eriales; Leg: Cultivo de leguminosa; Vin: Viñedos; MyC: Márgenes y caminos).

pequeño tamaño muestral. No obstante, los elevados valores del índice de Neu para determinados sustratos (tabla 2) permiten establecer tendencias en las preferencias de uso de hábitat por parte de la especie. Barbechos y eriales fueron sustratos intensamente utilizados por el alcaraván los dos años y en las dos zonas de estudio. Los viñedos presentaron selección positiva en Campo Real sólo en 2005, zona donde también se apreció una tendencia a seleccionar positivamente los linderos.

Zona	Año	C	L	ByE	Leg	Vin	MyC
Campo Real	2005	0,00	1,27	4,48	0,00	2,62	4,64
	2006	0,00	1,39	3,33	0,00	0,00	16,67
Valdetorres	2005	0,00	1,28	6,40	0,00	0,00	0,00
	2006	0,00	3,43	2,04	0,00	0,00	0,00

Tabla 2. Índice de selección de Neu para cada tipo de sustrato en cada zona y temporada. Valores mayores de 1 indican selección positiva y valores menores negativa. En **negrita** aparecen sustratos seleccionados significativamente al quedar la disponibilidad fuera del intervalo de confianza (C: Cultivo de cereal; L: Labrado; ByE: Barbechos y eriales; Leg: Cultivo de leguminosa; Vin: Viñedos; MyC: Márgenes y caminos).

Por el contrario, los cereales, a pesar de ocupar entre el 28% y el 44% de la superficie (tabla I), nunca fueron utilizados por el alcaraván. Las leguminosas, menos abundantes, tampoco fueron utilizadas por los alcaravanes.

### Selección de microhábitat

Los dos primeros ejes del ACP absorbieron un 77,69% de la varianza. En la formación del eje I (61,31% de la varianza) influyeron básicamente la superficie de suelo desnudo (asociada positivamente al eje) y la cobertura de vegetación y los contactos de la vegetación a distintas alturas (asociados negativamente; tabla 3), constituyendo así un gradiente de complejidad de la estructura de la vegetación (visibilidad-refugio). El eje 2, por su parte, aunque menos explicativo (16,38% de la varianza), generó una fuerte asociación positiva con la cobertura de materia orgánica y de plantas arvenses, lo que puede interpretarse como un gradiente de disponibilidad de alimento (Morales *et al.* 2008).

El Manova efectuado sobre los dos primeros ejes del ACP, con los factores año, localidad y tipo de observación (control y alcaraván),



VARIABLES ORIGINALES	Factor I	Factor 2
Suelo (media %)	<b>0,913</b>	-0,137
Mantillo (media %)	-0,414	<b>0,700</b>
Vegetación total (media %)	<b>-0,948</b>	-0,039
Vegetación verde (media %)	<b>-0,788</b>	-0,054
Arvenses verdes (media %)	-0,348	<b>0,772</b>
Contactos <5 cm (número medio)	<b>-0,792</b>	0,381
5 cm < contactos < 10 cm (número medio)	<b>-0,824</b>	0,184
10 cm < contactos < 30 cm (número medio)	<b>-0,829</b>	-0,240
Contactos > 30 cm (número medio)	<b>-0,731</b>	-0,541
Contactos totales (número medio)	<b>-0,952</b>	-0,172
Altura de la vegetación (media en cm)	<b>-0,815</b>	-0,367

Tabla 3. Factores de carga de las variables originales utilizadas en el ACP para los dos primeros ejes. En negrita, valores superiores a 0,700.

arrojó diferencias significativas entre años (Manova:  $F_{2,122} = 4,43$ ;  $p < 0,05$ ) y entre tipos de observación (Manova:  $F_{2,122} = 26,80$ ;  $p < 0,00001$ ), pero no entre localidades (Manova:  $F_{2,122} = 1,46$ ;

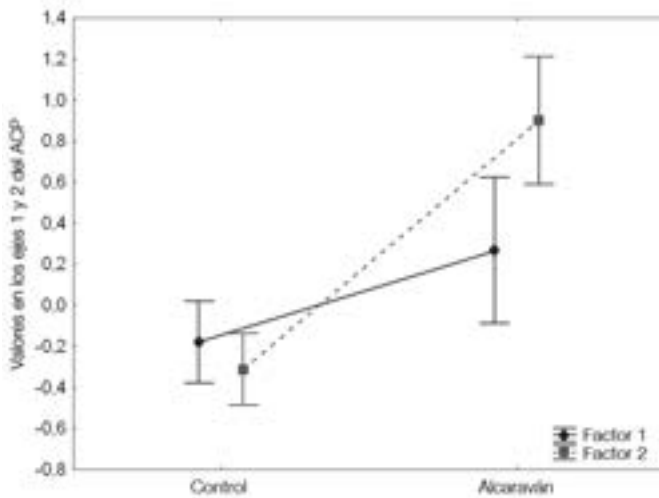
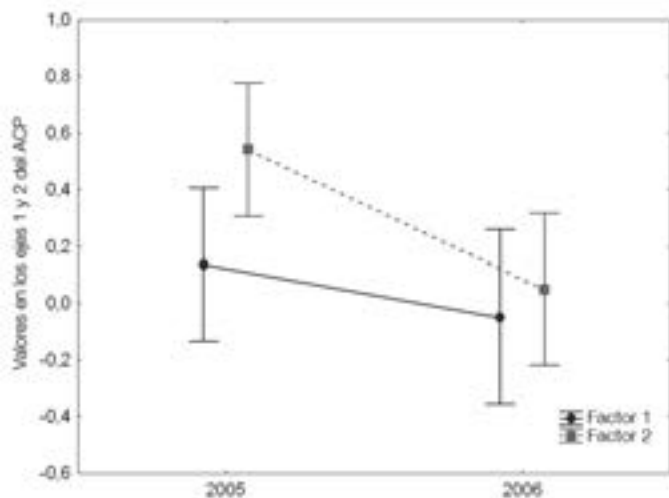


Figura 1. Diferencias en los factores del ACP (media  $\pm$  S.E.) que describen los gradientes de selección de microhábitat del alcaraván común entre localizaciones control y puntos de observación de aves.

$p = 0,235$ ), ni tampoco para ninguna de las interacciones. Los análisis *a posteriori* realizados mostraron que las observaciones de alcaraván obtuvieron valores significativamente superiores a las observaciones control para el eje 2 (test de Tukey:  $p < 0,0001$ ), señalando una preferencia de los alcaravanes por puntos con mayor presencia de arvenses y de materia orgánica en el suelo. En el caso del eje I, las diferencias entre observaciones y puntos control fueron marginalmente significativas (test de Tukey:  $p = 0,084$ ; figura I), manifestando así los alcaravanes cierta preferencia por localizaciones con más superficie de suelo desnudo y menor complejidad estructural de la vegetación que lo observado en los controles. En el caso de las diferencias interanuales fue el eje I el que arrojó diferencias significativas entre años (test de Tukey:



**Figura 2.** Diferencias interanuales en los factores del ACP (media  $\pm$  S.E.) que describen los gradientes de selección de microhábitat del alcaraván común.

$p < 0,05$ ; figura 2), mientras que el eje 2 resultó marginalmente significativo (test de Tukey:  $p = 0,059$ ; figura 2), con valores siempre superiores en 2005.

## DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo contribuyen a detallar los patrones de selección de hábitat del alcaraván, tanto a escala de macrohábitat como a la de las preferencias relacionados con la estructura y complejidad de la vegetación a microescala. En general, los alcaravanes mostraron aparentemente un patrón de preferencia oscilante entre sustratos agrarios muy simplificados, caso de los labrados, y otros cuya mayor complejidad estructural garantiza probablemente una mayor disponibilidad de alimento, caso de barbechos, eriales o linderos. Adicionalmente, nuestros resultados aportan información acerca de la densidad de aves en dos zonas de alto interés ornitológico, como demuestra su inclusión entre las cuadrículas de mayor valor de la península Ibérica para las aves esteparias (Traba *et al.* 2007).

### Estimas poblacionales

Los resultados de este trabajo son los primeros sobre densidad de alcaravanes en dos zonas de importancia para las aves esteparias del centro peninsular: la ZEPA I39 y la IBA 075. La densidad de alcaravanes en el sector censado de la ZEPA, correspondiente al municipio de Valdetorres de Jarama (2,2 ind./100 ha), resultó ser tres veces superior por término medio a la obtenida en la IBA 075, sector de Campo Real (0,7 ind./100 ha). Las estimas obtenidas fueron muy similares entre las dos temporadas, lo que aporta fiabilidad a las mismas y parece indicar cierta estabilidad de ambas poblaciones entre años. La densidad estimada, en cualquier caso, se halla en el rango inferior de los valores normales para medios agrícolas de secano. Así por ejemplo, diversos autores han calculado densidades de 0,8-1,2 aves/100 ha en Sepúlveda (Segovia; Tellería *et al.* 1988), 2,7 aves/100 ha en Alcañiz (Teruel; Sampietro *et al.* 1998) y 3-8 aves/100 ha en la comarca de La Serena en Badajoz (Barros *et al.* 1996).

Una parte importante de las observaciones de alcaraván efectuadas en Valdetorres de Jarama fueron parejas, lo que parece razonable dado el carácter monógamo de la especie y la tendencia a segregarse de las demás parejas e individuos durante la época reproductora (Hume 1996). El escaso número de

ejemplares localizados en Campo Real no permitió establecer conclusiones sobre el patrón de emparejamiento.

### ¿Selección de sustratos o de estructura de la vegetación?

El análisis del patrón de selección de macrohábitat mostró tendencias claras en las preferencias de tipo de sustrato de los alcaravanes, a pesar del pequeño tamaño muestral: las aves mostraron una evitación del cereal, mientras que seleccionaron positivamente barbechos y eriales, algo ya señalado por otros autores (véase, por ejemplo, Estrada 2004). La intensa selección positiva de los linderos en Campo Real, unido al patrón general mencionado parece apuntar hacia una preferencia de la especie por paisajes agrarios heterogéneos, con un mosaico de parcelas en uso agrario variable junto a parcelas abandonadas (De Juana *et al.* 2004), como se ha señalado para otras especies como la perdiz (Fortuna 2002). En el presente estudio no se detectó ningún individuo en olivares, a pesar de haber sido señalado como el hábitat preferido por la especie en la Comunidad de Madrid (Díaz *et al.* 1994), y de ser un hábitat con alta representación (aproximadamente 10%) en una de las zonas de estudio, concretamente en Campo Real. Lo mismo ocurre con los viñedos, donde sin embargo sí hubo presencia de la especie (véase, también, Estrada 2004).

La preferencia del alcaraván por sustratos muy diferentes estructuralmente, como eriales y barbechos, por un lado, y labrados por otro, ha sido explicada anteriormente con relación a su elevada plasticidad ecológica (Green y Griffiths 1994; Malvaud 1995). Sin embargo, el análisis de microhábitat realizado permitió matizar estas afirmaciones. De hecho, el alcaraván aparentemente seleccionó una determinada estructura de la vegetación, más que las diferentes tipologías de grandes sustratos. Efectivamente, a pesar de las variaciones interanuales en la selección de macrohábitat realizada y de las diferencias en los patrones espaciales (de reparto de la superficie entre tipos de sustrato) existentes entre las dos zonas, los alcaravanes mostraron un patrón de selección de microhábitat estable entre localidades. Esto indica que los alcaravanes seleccionan estructuras vegetales similares, independientemente de la zona en la que se encuentren, al igual que se ha mostrado para la

especie respecto a su hábitat de nidificación (Homem de Brito 1996), y para otras aves esteparias (véase, por ejemplo, Morales *et al.* 2008).

Este patrón de selección tampoco parece verse influido por la diferente densidad de coespecíficos que presentan las dos zonas de estudio, aunque es posible que en ambos casos las poblaciones se encuentren lejos de la saturación. De hecho, el estudio de la selección de hábitat puede verse favorecido por un bajo número poblacional, para evitar que procesos denso-dependientes condicionen la respuesta comportamental de los organismos (O'Connor y Shrubbs 1986). En todo caso, la constancia detectada en el patrón de selección de microhábitat hace que el mantenimiento de una determinada estructura de la vegetación deba ser tenido en cuenta en los sistemas de gestión del hábitat cuando se trata de favorecer la presencia de especies, frente al enfoque habitual de mantener porcentajes de superficie destinados a determinados usos agrarios (véanse también Morales *et al.* 2008; Morales y Traba 2009). Por último, la variación interanual mostrada específicamente por el eje relacionado con la estructura de la vegetación, parece estar relacionado con la variabilidad meteorológica, ya que depende en su definición (en uno de los extremos) de la intensidad en la precipitación que haga crecer las plantas (los cereales) e incremente la cobertura y la densidad de la vegetación.

Desde el punto de vista funcional, la aproximación utilizada permite situar las localizaciones de alcaraván en gradientes ecológicamente interpretables, y que permiten proponer hipótesis acerca de los factores que dirigen la selección de microhábitat realizada. Así, los alcaravanes mostraron un patrón de selección claro en el eje 2, relacionado con la preferencia por áreas con mayor disponibilidad de alimento. Anteriormente se ha relacionado la presencia de especies arvenses y de materia orgánica con una mayor presencia de coleópteros y ortópteros (Thomas y Marshall 1999; Traba *et al.* 2008; véase, también, Morales *et al.* 2008), que constituyen la base alimenticia del alcaraván (Green *et al.* 2000; Giannangeli *et al.* 2004). No obstante la tendencia detectada en el eje I, relacionada con la disponibilidad de refugio, por la que el alcaraván muestra preferencia hacia localizaciones más despejadas y menos complejas estructuralmente, apunta a la existencia de

un compromiso evolutivo entre la facilidad para el acceso al alimento y la estrategia antidepredatoria de seleccionar ambientes poco complejos que ofrecen una mayor visibilidad (Whittingham y Evans 2004; Carrascal *et al.* 2006). Sitios más despejados pueden asimismo facilitar la ocultación gracias al plumaje críptico que presenta la especie (McMahon *et al.* 2010), e incluso pueden facilitar la búsqueda de alimento (Kok y Kok 2002; Whittingham y Markland 2002; Whittingham y Evans 2004).

## CONCLUSIONES

Los medios agrarios extensivos de la península Ibérica, donde aparecen las principales poblaciones de alcaraván, entre otras aves esteparias en peligro en Europa (Hagemeijer y Blair 1997; Burfield 2005), están experimentando en los últimos años cambios profundos como consecuencia de la intensificación de los usos agrarios tradicionales, con transformación de cultivos de secano en regadío, reducción de la superficie y del tiempo de barbecho, concentración parcelaria, eliminación de linderos, uso de herbicidas y sobrepastoreo (Pain *et al.* 1997; Suárez *et al.* 1997; Sanderson *et al.* 2005; Santos y Suárez 2005). Estos cambios generan alteraciones tanto a escalas paisajísticas (Morales *et al.* 2005; Sanderson *et al.* 2005; Wolff 2005), como sobre la estructura y la composición de la vegetación a pequeña escala (Donald y Vickery 2000; Sanderson *et al.* 2005), y suponen por tanto modificaciones en la disponibilidad de recursos críticos para las aves, como el alimento, el lugar para la nidificación, la protección frente a depredadores, etc. (Rotenberry y Wiens 1980; Donald y Vickery 2000; Wolff *et al.* 2001; Suárez *et al.* 2002; Devereux *et al.* 2006). En el caso de aves como el alcaraván, que manifiesta patrones estables de selección de determinadas estructuras vegetales, estos cambios pueden tener graves consecuencias sobre su estado de conservación, al disminuir la supervivencia y el éxito reproductivo de las poblaciones. Debido a ello los gestores deberían incorporar estos criterios a la hora de diseñar estrategias de gestión.

## BIBLIOGRAFÍA

- Barros, C. y De Juana, E. 1997. Éxito reproductivo del alcaraván *Burbinus oediconemus* en La Serena (Badajoz, España). *Ardeola*, 44: 199-206.
- Barros, C.; De Borbón, M. N. y De Juana, E. 1996. Selección de hábitat del alcaraván (*Burbinus oediconemus*), la ganga (*Pterocles alcbata*) y la ortega (*Pterocles orientalis*) en pastizales y cultivos de La Serena (Badajoz, España). En: Fernández Gutiérrez, J. y Sanz-Zuasti, J. (eds.). *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*: 221-229. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Bibby, C. J.; Burgess, N. D.; Hill, D. A. y Mustoe, S. H. 2000. *Bird census techniques*. Segunda edición. Academic Press. Londres.
- BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series n.º 12. BirdLife International. Cambridge.
- Burfield, I. J. 2005. The conservation status of steppic birds in Europe. En: Bota, G.; Morales, M. B.; Mañosa, S. y Camprodon, J. (eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 119-140. Lynx Edicions. Barcelona.
- Carrascal, L. M.; Seoane, J.; Palomino, D. y Alonso, C. L. 2006. Preferencias de hábitat, estima y tendencias poblacionales de la avutarda hubara (*Chlamydotis undulata*) en Lanzarote y La Graciosa (Islas Canarias). *Ardeola*, 53: 251-269.
- De Juana, E.; Barros, C. y Hortas, F. 2003. Alcaraván común *Burbinus oediconemus*. En: Martí, R. y Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*: 244-245. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y SEO/BirdLife. Madrid.
- De Juana, E.; Barros, C. y Hortas, F. 2004. Alcaraván común *Burbinus oediconemus*. En: Madroño, A.; González, C. y Atienza, J. C. (eds.). *Libro rojo de las aves de España*: 216-219. Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife. Madrid.
- Delgado, M. P. 2009. *Selección de hábitat del sisón común (Tetrax tetrax) a diferentes escalas espaciales: del nicho fundamental al nicho realizado*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- Devereux C. L.; Whittingham, M. J.; Fernández-Juricic, E.; Vickery, J. A. y Krebs, J. R. 2006. Predator detection and avoidance by Starlings under differing scenarios of predation risk. *Behavioural Ecology*, 17: 303-309.
- Díaz, M.; Martí, R.; Gómez-Manzaneque, Á. y Sánchez, A. (eds.) 1994. *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad de Madrid*. Agencia de Medio Ambiente y SEO/BirdLife. Madrid.
- Donald, P. F. y Vickery, J. A. 2000. The importance of cereal fields to breeding and wintering Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. En: Aebischer, N. J.; Grice, P. V.; Evans, A. D. y Vickery, J. A. (eds.). *Ecology and conservation of lowland farmland birds*: 140-150. British Ornithologists' Union. Tring.

- Estrada, J. 2004. Torlit *Burbinus oedienemus*. En: Calvet, J.; Estrada, J.; Mañosa, S.; Moncasí, F. y Solans, J. (eds.). *Els ocells de la Plana de Lleida*. Pagés Editors. Lérida.
- Fortuna, M. A. 2002. Selección de hábitat de la perdiz roja *Alectoris risa* en periodo reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de La Mancha (España). *Ardeola*, 49: 59-66.
- Giannangeli, L.; De Sanctis, A.; Manginelli, R. y Medina, F. M. 2004. Seasonal variation of the diet of the Stone Curlew *Burbinus oedienemus distinctus* at the island of La Palma, Canary Islands. *Ardea*, 92: 175-184.
- Green, R. E. y Griffiths, G. H. 1994. Use of preferred nesting habitat by Stone Curlews *Burbinus oedienemus* in relation to vegetation structure. *Journal of Zoology (London)*, 233: 457-471.
- Green, R. E. y Taylor, C. R. 1995. Changes in Stone Curlew *Burbinus oedienemus* distribution and abundance and vegetation height on chalk grassland at Porton Down, Wiltshire. *Bird Study*, 42: 177-181.
- Green, R. E.; Tyler, G. A. y Bowden, C. G. R. 2000. Habitat selection, ranging behaviour and diet of the Stone Curlew (*Burbinus oedienemus*) in Southern England. *Journal of Zoology*, 250: 161-183.
- Hagemeyer, E. J. M. y Blair, M. J. (eds.) 1997. *The EBBC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. T & AD Poyser. Londres.
- Homem de Brito, P. 1996. Nest site selection by the Stone Curlew (*Burbinus oedienemus*) in Southern Portugal. En: Fernández Gutiérrez, J. y Sanz-Zuasti, J. (eds.). *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*: 231-238. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Hume, R. A. 1996. Family Burhinidae. En: Del Hoyo, J.; Elliot, A. y Sargatal, J. (eds.). *Handbook of the Birds of the World. Vol. 3*: 348-363. Lynx Edicions. Barcelona.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65-71.
- Kok, O. B. y Kok, A. C. 2002. Diet of three courser species in an open grassland habitat, Central South Africa. *South African Journal of Wildlife Research*, 32: 39-42.
- Malvaud, F. 1995. L'Oedienème criard *Burbinus oedienemus* en France: répartition et effectifs. *Ornitobos*, 2: 77-81.
- McMahon, D. J.; Giralt, D.; Raurell, M.; Brotons, L. y Bota, G. 2010. Identifying set-aside features for bird conservation and management in northeast Iberian pseudo-steppes. *Bird Study*, 57: 289-300.
- Morales, M. B. y Traba, J. 2009. Compromisos adaptativos en la selección de hábitat de aves esteparias. En: Dopazo, H. y Navarro, A. (eds.). *Adaptación y evolución: 150 años después del origen de las especies*: 304-313. SESBE. Madrid.



- Morales, M. B.; García, J. T. y Arroyo, B. 2005. Can landscape composition changes predict spatial and annual variation of Little Bustard male abundance? *Animal Conservation*, 8: 167-174.
- Morales, M. B.; Traba, J.; Carriles, E.; Delgado, M. P. y García de la Morena, E. L. 2008. Sexual differences in microhabitat selection of breeding Little Bustards *Tetrax tetrax*: ecological segregation based on vegetation structure. *Acta Oecologica*, 34: 345-353.
- Neu, C. W.; Byers, C. R. y Peek, J. M. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, 38: 541-545.
- O'Connor, R. J. y Shrubbs, M. 1986. *Farming and birds*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Pain, D. J.; Hill, D. y McCracken, D. I. 1997. Impact of agricultural intensification of pastoral systems on bird distributions in Britain 1970-1990. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 64: 19-32.
- Purroy, F. J. (coord.) 1997. *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- Rotenberry, J. T. y Wiens, J. A. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology*, 61: 1228-1250.
- Sampietro, F. J.; Pelayo, E.; Hernández, F.; Cabrera, M. y Guiral, J. 1998. *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación General de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- Sanderson, F. J.; Donald, P. F. y Burfield, I. J. 2005. Farmland birds in Europe: from policy change to population decline and back again. En: Bota, G.; Morales, M. B.; Mañosa, S. y Camprodon, J. (eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 211-236. Lynx Edicions. Barcelona.
- Santos, T. y Suárez, F. 2005. Biogeography and population trends of Iberian steppe birds. En: Bota, G.; Morales, M. B.; Mañosa, S. y Camprodon, J. (eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 69-102. Lynx Edicions. Barcelona.
- Solís, J. C. y De Lope, F. 1996. Un ejemplo del manejo de un área protegida: la selección de hábitats de nidificación del alcaraván (*Burhinus oedicnemus*) en Doñana. En: Fernández Gutiérrez, J. y Sanz-Zuasti, J. (eds.). *Conservación de las aves eseparias y su hábitat*: 81-89. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Suárez, F.; Garza, V. y Morales, M. B. 2002. Habitat use of the two sibling species, the Short-toed *Calandrella brachydactyla* and the Lesser Short-toed *Calandrella rufescens* Larks, in mainland Spain. *Ardeola*, 49: 259-272.
- Suárez, F.; Naveso, M. Á. y De Juana, E. 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. En: Pain, D. J. y Pienkowsky, M. W. (eds.). *Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation*: 297-300. Academic Press. Londres.
- Tellería, J. L.; Santos, T.; Álvarez, G. y Sáez-Royuela, C. 1988. Avifauna de los campos de cereales del interior de España. En: Bernis, F. (ed.). *Aves de los*

*medios urbano y agrícola en las mesetas españolas*: 173-319. Monografía nº 2. SEO/BirdLife. Madrid.

- Thomas, C. F. G. y Marshall, E. J. P. 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 72: 131-144.
- Traba, J.; Acebes, P.; Campos, V. E. y Giannoni, S. M. 2009 Habitat selection by two sympatric rodent species in the Monte desert, Argentina. First data for *Eligmodontia moreni* and *Octomys mimax*. *Journal of Arid Environments*, 74: 179-185.
- Traba, J.; García de la Morena, E. L.; Morales, M. B. y Suárez, F. 2007. Determining high value areas for steppe birds in Spain. Hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3255-3275.
- Traba, J.; Morales, M. B.; García de la Morena, E. L.; Delgado, M. P. y Kristin, A. 2008. Selection of breeding territory by Little Bustard (*Tetrax tetrax*) males in Central Spain: the role of arthropod availability. *Ecological Research*, 23: 615-622.
- Tucker, G.; Heath, M. F.; Tomialojc, L. y Grimmett, R. F. A. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- Whittingham, M. J. y Evans, K. L. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, 146: 210-220.
- Whittingham, M. J. y Markland, H. M. 2002. The influence of substrate on the functional response of an avian granivore and its implications for farmland bird conservation. *Oecologia*, 130: 637-644.
- Wolff, A. 2005. Influence of landscape and habitat heterogeneity on the distribution of steppe-land birds in the Cray, southern France. En: Bota, G.; Morales, M. B.; Mañosa, S. y Camprodon, J. (eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 141-168. Lynx Edicions. Barcelona.
- Wolff, A.; Paul, J. F.; Martin, J. L. y Bretagnolle, V. 2001. The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the Little Bustard. *Journal of Applied Ecology*, 38: 963-975.

(Recibido 20.12.2010; Aceptado 23.3.2011)