

Usos del hábitat de la comunidad de aves invernantes en las estepas cerealistas del Jarama y Henares

Adrián BARRERO^{1,*}, Emilio PARREÑO², Juan TRABA¹ y Manuel B. MORALES¹

¹ Grupo de Investigación en Ecología y Conservación de Ecosistemas Terrestres (TEG).

Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid. España.

² Calle Nueva nº 83, La Roda (Albacete).

* Autor para correspondencia: adrian.barrero@uam.es

Resumen

En el presente estudio se analiza la influencia del hábitat a escalas de micro-hábitat y paisaje sobre la composición, riqueza y abundancia de la avifauna invernante en la ZEPA nº 139 "Estepas Cerealistas del Jarama y el Henares". Además, también se han analizado los factores que definen la selección de hábitat invernal de tres de las especies de passeriformes más abundantes: la alondra común (*Alauda arvensis*), el escribano triguero (*Emberiza calandra*) y el bisbita pratense (*Anthus pratensis*). El muestreo se realizó entre diciembre de 2012 y enero de 2013, anotándose las aves vistas y oídas en 30 estaciones de muestreo distribuidas al azar sobre el terreno. Los mayores valores de riqueza de especies se alcanzaron en las zonas con composición paisajística más variada y la abundancia tanto de la comunidad, como de las tres especies de estudio, estuvo significativamente asociada al volumen total de semillas disponibles. Nuestros resultados sugieren incrementar la heterogeneidad espacial y aquellos sustratos con mayor disponibilidad de alimento como medidas de gestión para favorecer las poblaciones de aves esteparias invernales en el área de estudio.

Palabras clave

Alondra común, bisbita pratense, disponibilidad trófica, escribano triguero, selección de hábitat

Introducción

Las aves esteparias están sufriendo un declive generalizado que las sitúan como uno de los grupos de aves más amenazados de Europa (Donald *et al.* 2001). La disminución de sus poblaciones es debido a la intensificación

agraria, la fragmentación del hábitat y a la alteración del paisaje (Devictor *et al.* 2008; Devictor y Robert 2009; Morales *et al.* 2013). Estos problemas relacionados con la modernización de la agricultura han supuesto un descenso en la abundancia y en la facilidad de las aves para encontrar

alimento (Robinson 1997; Kragten y de Snoo 2007; Siriwardena *et al.* 2008; Stoate *et al.* 2009), siendo éste un factor crucial sobre todo a finales de la época invernal, donde la falta de alimento puede conducir a un aumento de la mortandad (Crick *et al.* 1991; Newton 1998).

La selección de hábitat invernal de los passeriformes ligados a los sistemas agrarios ha sido poco estudiada en la región mediterránea (Cano 2002a, 2002b; Suárez *et al.* 2004; Suarez *et al.* 2009; Delgado *et al.* 2013; Marfil-Daza *et al.* 2013), habiéndose abordado su análisis en otros países europeos (Wakeham y Aebischer 1998; Crick *et al.* 1991; Robinson y Sutherland 1999; Donald *et al.* 2001; Siriwardena *et al.* 2008; Dällimer *et al.* 2010; Geiger *et al.* 2010). No obstante, en España si se ha estudiado la respuesta de las comunidades de aves invernantes a diferentes variables ambientales. Una de las variables más estudiadas es el efecto del mantenimiento de los rastrojos de invierno en las estepas cerealistas, donde se ha demostrado como mantener este tipo de sustrato conlleva un aumento sustancial de la cantidad de alimento para las aves (Suárez *et al.* 2004), gracias a las semillas perdidas durante la recolección de la cosecha (Robinson y Sutherland 1999). Este efecto también ha resultado positivo en otros lugares de Europa (Wilson *et al.* 1996; Wakeham-Dawson y Aebischer 1998).

En este trabajo se estudia por un lado el efecto de la composición del paisaje y de las variables ambientales a escala de microhábitat (cobertura

vegetal y disponibilidad trófica) en la riqueza, abundancia y composición de la comunidad de aves invernantes. Por otro lado se centra en la selección de hábitat de tres especies de passeriformes paleárticas simpátricas relacionadas con los sistemas agroesteparios en la Comunidad de Madrid: la alondra común (*Alauda arvensis*), el escribano triguero (*Emberiza calandra*) y el bisbita pratense (*Anthus pratensis*). Todas ellas son abundantes en la zona de estudio y pueden servir de referencia para el resto de especies que conforman la comunidad de aves.

En la península Ibérica las tres especies están asociadas con estepas agrícolas durante el invierno (áreas generalmente abiertas de tierras bajas con cubierta herbácea, véase revisiones en Cramp 1988; Cramp y Perrins 1994; Suárez *et al.* 2009). En esta época, la alondra común es relativamente abundante en toda la Comunidad de Madrid excepto en el piso oromediterráneo donde es muy escasa, mostrando una clara preferencia por los cultivos de secano del piso mesomediterráneo, en especial los situados en las cuencas de los ríos Jarama, Henares y Tajo (Cano 2002a). Del mismo modo, el escribano triguero está presente en casi toda la Comunidad de Madrid, excepto en las zonas de alta montaña, con una distribución bastante similar a la que presenta en primavera (Díaz *et al.* 1994) y su principal área de invernada se encuentra en el centro y este de la región (Ramírez 2002), en los medios deforestados del piso mesomediterráneo. El bisbita pratense por su parte, es un invernante habitual en la Comunidad

de Madrid, ocupando casi todo el territorio, aunque su distribución es irregular (Cano 2002b). Así es escaso en ambientes situados por encima de los 1.000 m, presentando su máxima abundancia por debajo de los 800 m en el centro y en el sector suroeste de la provincia (Cano 2002b). Selecciona medios con poco arbolado y llanos, como eriales y pastizales, barbechos de secano y regadío y zonas de matorral bajo, estando prácticamente ausente en zonas forestales de gran cobertura y cierta extensión (Cano 2002b).

Las tres especies pueden formar bandadas mixtas durante el invierno lo que podría indicar una similitud en sus patrones de alimentación: la alondra común y el escribano triguero aunque principalmente son granívoros, tienen una dieta mixta que comprende semillas y artrópodos (Suárez *et al.* 2009); el bisbita pratense durante la época reproductora basa su dieta en insectos y pequeños invertebrados, pudiendo ingerir semillas si no dispone de acceso a otros alimentos (Walton 1979). En invierno, sin embargo, las semillas son el componente principal de su dieta y las consigue picoteando el suelo (Méndez 2011). Por lo tanto, las tres especies son parte de un gremio ecológico bien definido de aves passeriformes, granívoras vinculadas a los pastos y los cultivos de cereal de secano durante el invierno.

Así, resulta indispensable una identificación lo más precisa posible de sus patrones de selección de hábitat para proponer una adecuada gestión y conservación de las especies asociadas a

estos sistemas en invierno, periodo crítico para las aves que puede condicionar la supervivencia y el éxito de una especie (Marfil-Daza *et al.* 2013). Para ello, estudios multiescalares como el que aquí se propone, permiten conocer las diferentes variables que pueden influir en el proceso de selección de hábitat.

En este trabajo se utiliza el término “microhábitat” para referirnos a variables que operan a escalas locales, como son la estructura vertical y horizontal de la vegetación (frondosidad, altura) y la disponibilidad de alimento (Morales *et al.* 2013) y se utiliza el término “macrohábitat” para referirnos al tipo concreto de sustrato agrario en que se desenvuelven los individuos (cereal, barbecho, labrado). Estas escalas y variables han demostrado su utilidad descriptora en diversos estudios similares a éste (Robinson y Sutherland 1999; Sanza *et al.* 2012; Delgado *et al.* 2013; Pérez-Granados *et al.* en prensa).

Por lo tanto los objetivos de este estudio son: 1) averiguar el efecto de la composición del paisaje a nivel de macrohábitat y de las variables ambientales a escala de microhábitat sobre la riqueza (número de especies), y abundancia (número de ejemplares) de la comunidad de aves invernantes de una estepa agrícola del centro peninsular, e 2) identificar los patrones de selección de hábitat invernal de la alondra común, del escribano triguero y del bisbita pratense, identificando las variables relevantes en la selección de hábitat a las diferentes escalas que contempla el estudio.

Material y métodos

Zona de estudio

La zona de estudio abarca un área de 3.000 hectáreas localizadas al noreste de la provincia de Madrid, entre los municipios de Valdetorres del Jarama y Talamanca del Jarama. Esta área corresponde a la mitad occidental de la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) nº 139 “Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares”, que constituye un área de especial importancia por sus poblaciones de aves esteparias (Traba et al. 2007).

Se trata de una región situada a una altitud entre 700-800 m s.n.m., con un relieve suavemente ondulado perteneciente al piso mesomediterráneo. Presenta un clima mediterráneo continental, caracterizado por unas precipitaciones anuales medias de 474 mm, con máximos en primavera y otoño; y unas temperaturas medias máxima y mínima de 19,4°C y 9,7°C respectivamente (AEMET, 2013). El paisaje está dominado por estepas cerealistas en las que los cultivos, principalmente trigo (*Triticum spp*) y cebada (*Hordeum vulgare*) de invierno, alternan con labrados y barbechos de distinta duración, de acuerdo con el sistema de rotación de año y vez dominante. También están presentes, aunque en menor medida, los cultivos de leguminosas y de leñosas, especialmente olivares (*Olea europaea*) y viñedos (*Vitis vinifera*).

Métodos de muestreo

Se ubicaron 30 estaciones de muestreo al azar, separadas al menos por un kilómetro de distancia, dentro del

área de estudio mediante ArcGIS 9.3 (ESRI Inc. 2008).

Los muestreos de aves se llevaron a cabo en 12 días repartidos entre diciembre de 2012 y enero de 2013. Los muestreos se realizaron de forma simultánea por dos observadores en estaciones de escucha diferentes, evitando días lluviosos o con mucho viento y restringiendo el período de muestreo a la franja horaria comprendida entre las 9 y las 12 de la mañana, período de máxima actividad para la avifauna invernante (Cramp y Simmons 1980).

En cada estación, y tras esperar cinco minutos antes de iniciar la toma de datos, con el fin de evitar la posible perturbación sobre las aves que pudiera haber provocado la llegada de los observadores, se registraron todas las aves vistas u oídas dentro de un radio de 25 m durante cinco minutos (Tellería 1986). El radio de censo efectivo se midió con telémetros de manera visual. También se anotó el tipo sustrato agrícola (cereal, labrado, barbechos, barbecho viejos o erial) sobre el que se encontraba el centro de cada estación de muestreo y la distancia del ave al observador. Para evitar el doble recuento de bandos grandes de especies que realizan desplazamientos a largas distancias, se mantuvo contacto por radio entre los observadores, informándose entre ellos de la presencia y dirección de grandes bandos en vuelo.

Caracterización del microhábitat

La estructura de la vegetación a escala de microhábitat se analizó a través de la colocación, en cada una de las

30 estaciones de muestreo, de una malla compuesta por cinco cuadrados de muestreo colocados en forma de cruz (centro, Norte, Sur, Este y Oeste), de 1x1 m, y separados 10 m entre sí. En cada uno de los cuadrados se estimó la cobertura vegetal total, la cobertura de suelo desnudo, la cobertura de vegetación verde (cereal más plantas no cultivadas), la cobertura de detritos (materia orgánica seca o en descomposición) y la cobertura de matorrales junto con plantas leñosas. También se calculó el número de contactos de la vegetación con una varilla graduada, a cuatro niveles diferentes: por debajo de 5 cm, entre 5 y 10 cm, entre 10 y 30 cm, y por encima de 30 cm; así como la altura máxima modal. Los valores obtenidos en los cinco cuadrados se promediaron para cada variable en cada estación de muestreo. Tras caracterizar la vegetación, en el centro de la estación de muestreo se colocó un cuadrado metálico de 0,5x0,5 metros en el cual se recogió la materia herbácea verde (cortada a ras de suelo), así como las semillas encontradas mediante un leve rastrillado superficial (1-2 cm), con la ayuda de una pala, con el fin de estimar la disponibilidad de alimento en cada estación.

La materia herbácea verde fue pesada en fresco (en las primeras 24 horas desde su recolección) y en seco, tras su secado en estufa a 60 °C durante 48 horas. Las semillas fueron contadas y clasificadas según su tamaño, tras ser tamizadas con filtros de luz de 4 mm, 2 mm y 1 mm. Además, se estimó su volumen (V ; en mm^3) aproximando su forma a la de un esferoide, transformando las dimensiones

de la semilla (semiejes mayor y menor) en una estima de volumen de biomasa (Cleva *et al.* 2013):

$$V = \frac{4}{3} \pi a^2 b$$

Donde a es la mitad del semieje menor y b el semieje mayor. El volumen total de cada una de las clases de semillas (pequeñas: diámetro mayor entre 1 y 2 mm; medianas: diámetro mayor entre 2 y 4 mm; y grandes: diámetro mayor de 4 mm) se obtuvo sumando los volúmenes de todas las semillas de cada clase.

Caracterización del hábitat a escala de paisaje

Los sustratos agrarios de la zona de estudio fueron cartografiados y clasificados en las siguientes categorías: "cereal", si el terreno se encontraba sembrado, con el cereal visible y ya crecido; "labrado", cuando su estado era de recién arado, con la tierra levantada y terrones bien visibles; "barbechos", para las zonas en descanso, tanto barbechos nuevos como rastros, terreno después de segar el cereal y "barbechos viejos y eriales", para las zonas en un estado de reposo más prolongado y "zonas matorralizadas", para zonas con una densificación clara de la vegetación leñosa. Así mismo, se clasificó el resto de parcelas como "zonas improductivas" (que se corresponden a zonas urbanas, edificaciones, graveras, etc.), "viñedos" y "otros", y se identificó la zona de vegetación de ribera y los márgenes y caminos (Tarjuelo *et al.* 2014).

Por último, en un radio de 250 m trazados alrededor de cada estación de muestreo se calcularon distintos

índices de paisaje con la herramienta "Patch Analyst 5.0" en ArcMap 9.3 (ESRI Inc. 2008). Los índices calculados y utilizados para la caracterización del paisaje fueron, 1) la diversidad de sustratos agrarios dentro del radio de 250 m, medida a través del Índice de Diversidad de Shannon (Pla 2006), que mide la diversidad específica, 2) la densidad de bordes (m/ha), medido como la suma del perímetro de todas las parcelas que ocupan el radio de 250 m dividido entre la suma de sus superficies, y 3) el tamaño medio de las parcelas (ha), estimado como la suma de las superficies de las parcelas dentro del radio analizado, dividido entre el número de parcelas incluidas dentro de dicho radio. En conjunto, estos índices proporcionan una idea de la heterogeneidad del paisaje agrario alrededor de cada estación, tanto en términos de composición, como de estructura.

Análisis estadísticos

Las variables índice de Diversidad de Shannon, área media de la parcela, densidad de bordes y el volumen de semillas total fueron transformadas logarítmicamente ($x' = \log(x + 1)$) para cumplir con los requisitos de normalidad y homocedasticidad (Siegel y Morgan 1996). De igual manera la riqueza, abundancia general y abundancia de las tres especies de estudio fueron transformadas mediante la raíz cuadrada ($x' = \text{raíz cuadrada de } (x + 1)$).

La estructura de la vegetación (microhábitat) y la composición del paisaje (proporción de cada tipo de sustrato agrario a escala de macrohá-

bitat) se redujeron a través de sendos análisis de componentes principales (ACP), con el fin de un obtener un menor conjunto de factores interpretables como gradientes ecológicos y evitar problemas de colinealidad entre las variables originales (véase Delgado *et al.* 2009 para un enfoque similar).

Se realizaron Modelos Lineales Generales (MLG) por pasos hacia adelante para evaluar el efecto de las diferentes variables respuesta sobre la riqueza y la abundancia de aves, tanto en general como para cada una de las especies de estudio por separado. Las variables respuesta consideradas fueron los dos primeros ejes de los ACPs, el índice de Shannon, el tamaño medio de las parcelas, la densidad de borde y el volumen total de semillas. Todos los análisis estadísticos han sido realizados con el programa SPSS Statistics 19 (SPSS Inc., 2010).

Resultados

Riqueza y abundancia de especies

Se detectó un total de 45 especies de aves, con abundancias muy dispares. La alondra común resultó ser la especie más abundante representando un 67,8% de la abundancia. El escribano triguero y el bisbita pratense representaron el 15,8% y el 1,5% de la abundancia total de individuos registrados. De igual manera, la alondra común se detectó en el 96,7% de las estaciones de censo, mientras que el escribano triguero y el bisbita pratense se registraron en el 53,3% y el 40% de las estaciones, respectivamente.

Análisis de la comunidad

En cuanto a la estructura de la vegetación los dos primeros factores del ACP explicaron un 71,7% de la varianza total. El primer factor, denominado Factor 1 Vegetación de aquí en adelante, explicó el 46,9% de la varianza y se asocia de manera negativa con la cobertura de suelo desnudo y de manera positiva con la cobertura total y de vegetación verde, además del número de contactos por debajo de diez cm y con la altura máxima (tabla 1). Por ello el Factor 1 Vegetación se interpreta como un gradiente de cambio en la vegetación, separando estaciones con elevada cobertura de suelos desnudos frente a aquellas con una elevada cobertura de vegetación herbácea. Por su parte el segundo factor, denominado Factor 2 Vegetación de aquí en adelante, explicó un 24,8% de la variación y se vio asociado de manera positiva con la cobertura de vegetación ruderal y con la cobertura de detritos (tabla 1), por lo que se interpreta como un gradiente de obtención de recursos, relacionada con la disponibilidad de alimento.

A escala de macrohábitat los dos primeros factores del ACP absorbieron el 67,2% de la varianza total. El primer factor, denominado Factor 1 Paisaje de aquí en adelante, explicó el 37,4% de la varianza y se asoció negativamente con el área de siembra de cereales y de forma positiva con la superficie de labrado (tabla 2), por lo que describe el sistema de rotación de dos años característico de la zona de estudio, en la que se cultiva un año y se deja descansar la tierra al año siguiente (año y vez). El segundo factor, denominado

Factor 2 Paisaje de aquí en adelante, explicó el 29,8% de la variación y se asoció únicamente y de manera positiva con la superficie de barbechos (tabla 2), por lo que se interpretó como un gradiente del nivel de intensificación agraria, dado que una mayor cobertura de barbecho se relaciona con una menor intensificación.

Variables de microescala	Factor 1 Vegetación	Factor 2 Vegetación
Cobertura Total	0,914	0,373
Cobertura Suelo desnudo	-0,917	-0,376
Cobertura Vegetación verde	0,902	-0,106
Cobertura Detritos	0,219	0,712
Cobertura Ruderal	0,254	0,847
Cobertura Matorral	0,038	0,443
Conteo 0_5	0,850	0,266
Conteo 5_10	0,791	-0,368
Conteo 10_30	0,665	-0,613
Conteo 30	0,267	-0,486
Altura máxima	0,836	-0,448
Varianza explicada	46,9%	24,8%

Tabla 1

Valores de los factores extraídos en el ACP a escala de microhábitat.

Variables de macroescala	Factor 1 Paisaje	Factor 2 Paisaje
% de barbecho	0,223	0,854
% de cereal	0,828	-0,553
% de labrado	-0,981	-0,007
% de matorral	0,400	0,551
% de márgenes y caminos	0,104	0,389
Varianza explicada	37,4%	29,8%

Tabla 2

Valores de los factores extraídos en el ACP a escala de macrohábitat.

Los MLG realizados para estudiar el efecto de las variables sobre la riqueza y abundancia de aves en general fueron significativos y explicaron un 29,5% de la varianza para el caso de la riqueza y un 39,8% para la abundancia. La riqueza se vio influida de manera positiva por el Índice de Diversidad de Shannon ($F = 13,13$; $p = 0,001$), mientras la abundancia varió

según el volumen total de Semillas ($F = 20,16$; $p < 0,001$).

En el caso de las tres especies de estudio, los porcentajes de varianza explicados por los MLG varió entre las especies siendo del 56,6% para la alondra común, del 36,2% para el escribano triguero y del 32% para el bisbita pratense. En los tres MLG la única variable que resultó significativa fue el volumen total de semillas, que influyó de manera positiva en las abundancias de las tres especies: alondra común ($F = 38,8$; $p < 0,001$), escribano triguero ($F = 17,46$; $p < 0,001$) y bisbita pratense ($F = 14,66$; $p = 0,001$).

Discusión

El presente estudio refleja el Índice de Diversidad de Shannon como la única variable que ejerce un efecto significativo en el número de especies en la comunidad de aves estudiada, absorbiendo casi un tercio de la variabilidad de la riqueza en los diferentes puntos de muestreo; un valor considerablemente alto teniendo en cuenta la multitud de factores que pueden influir en la riqueza (Rosenzweig 1995; Pianka 1996; Robinson y Sutherland 2002; Hawkins *et al.* 2003; Benton *et al.* 2003). La ausencia de efectos de la composición de sustratos puede ser indicativa de la baja selectividad de hábitat que muestran estas especies durante el periodo invernal (Sanza *et al.* 2012). No obstante, en invierno las diferencias en la estructura de vegetación entre sustratos son mucho menores que durante la primavera, y además las especies rigen su utilización del espacio invernal en mayor

medida según aspectos de disponibilidad de alimento y no tanto de estructura de la vegetación (Robinson y Sutherland 1999), lo que puede explicar en parte la ausencia de otros efectos en este estudio.

De igual manera, la relación entre la riqueza y la diversidad de usos agrarios puede deberse a la complementariedad de hábitats que ofrece una mayor variedad de sustratos, lo que favorece que las aves puedan encontrar alimento en diferentes lugares (Robinson y Sutherland 1999). En este sentido, son numerosos los estudios que han demostrado una relación positiva a escala de paisaje entre la diversidad de aves esteparias y la heterogeneidad ambiental (Martínez y De Juana 1996; Suárez *et al.* 2004; Hendrikx *et al.* 2007).

La abundancia de aves agrarias invernantes en la zona de estudio responde de forma positiva a la diversidad de sustratos agrarios y a la disponibilidad de semillas. Esto coincide con los resultados específicos obtenidos sobre la selección de hábitat de las poblaciones invernantes de alondra común, escribano triguero y bisbita pratense. Este resultado nos permite afirmar que las aves agrarias invernantes del área de estudio seleccionan activamente las zonas que habitan en invierno en función de la disponibilidad de semillas (Robinson y Sutherland 1999). Las tres especies de estudio parecen comportarse como generalistas de hábitat, pues no seleccionan favorable ni desfavorablemente ningún tipo sustrato, basando su proceso de selección de hábitat en la disponibilidad de semillas. Este

resultado coincide con estudios previos que demuestran que los tipos de cultivos con alta densidad de semillas tienden a ser los preferidos por las aves (Wilson *et al.* 1996, Robinson y Sutherland 1999). Por ello, la mayoría de las aves granívoras presentan una ligera preferencia por los rastrojos y evitan los cultivos de cereales debido a la mayor densidad de semillas encontradas en el suelo de los rastrojos (Suárez *et al.* 2004).

En concreto, los resultados obtenidos para la alondra común y el escribano triguero concuerdan con aquellos estudios previos que señalan la importancia de la presencia de semillas en las poblaciones de estas especies durante el invierno (Robinson y Sutherland 1999; Delgado y Moreira 2000; Donald *et al.* 2001; Geiger *et al.* 2010). Por ejemplo, en el caso de la alondra común se ha documentado una relación negativa entre el rendimiento medio de cereales de secano y las abundancias de dicha especie, ya que esta sofisticación en el manejo de los campos de cultivo ha llevado a una notable disminución de la densidad de semillas y por tanto de la disponibilidad de alimento (Robinson y Sutherland 1999; Dallimer *et al.* 2010; Geiger *et al.* 2010). En el caso del bisbita pratense se presentan los primeros resultados de selección de hábitat invernal en zonas esteparias del centro de la península. Nuestros resultados ponen de manifiesto la importancia de la disponibilidad de alimento en la selección de hábitat invernal de la especie, lo que concuerda con estudios similares realizados en Portugal (Delgado y Moreira 2000). El desco-

nocimiento existente a día de hoy a cerca de los hábitos de esta especie, hace que resulte conveniente ampliar la información acerca de sus requerimientos invernales en el centro de la península Ibérica.

Conclusiones

Nuestro estudio muestra que la diversidad de especies se relaciona positivamente con la diversidad paisajística. Por otro lado, este trabajo ha mostrado que la abundancia de especies en la época invernal se ve influida por la disponibilidad de alimento. En la zona de estudio, tanto la alondra común como el escribano triguero y el bisbita pratense se presentan como especies oportunistas, con cierta plasticidad a la hora de seleccionar los sustratos en los que habitan. Sus patrones de selección de hábitat invernal parecen regirse únicamente a través de criterios tróficos, de disponibilidad de semillas, donde la mayor o menor densidad de semillas puede verse reflejada en un aumento o disminución de las abundancias de estas especies en los diferentes sustratos. La intensificación agraria y la reducción de la heterogeneidad de los paisajes esteparios conducen a la disminución de la densidad de semillas. Por tanto, nuestros resultados ponen de manifiesto la necesidad de mantener una elevada heterogeneidad espacial y favorecer aquellos sustratos con una mayor densidad de semillas como medidas de gestión fundamentales para asegurar la persistencia poblacional de las aves ligadas a los cultivos cerealistas (Guerrero *et al.*, 2012; Morales *et al.*, 2013).

Agradecimientos

Queremos agradecer a todos los compañeros y colaboradores con los que compartimos la elaboración de este proyecto de biodiversidad taxonómica y funcional en ambientes agrarios, con especial mención: a Pablo Casas y Pablo Acebes, por poner a nuestra disposición todos los análisis de métricas paisajísticas y los mapas de sustratos, y a Alejandro Larrán, por su gran trabajo con el análisis de la vegetación y disponibilidad de alimento de la zona de estudio, cuyos datos también puso a nuestra disposición. Sin su inestimable colaboración este trabajo no podría haber salido adelante. Por supuesto agradecer las correcciones realizadas por Cristian Pérez-Granados y un revisor anónimo, cuyos comentarios ayudaron a mejorar la versión inicial.

Bibliografía

- AEMET. 2013. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. [En línea] Disponible en: www.aemet.es. Con acceso: 05/07/2013.
- Cano, J. 2002a. Alondra común (*Alauda arvensis*). En Del Moral, J. C., Molina, B., De la Puente, J. y Pérez-Tris, J. (eds.): *Atlas de las Aves Invernantes de Madrid 1999-2001*: 198-199. Consejería de Medio Ambiente y SEO-Monticola. Madrid.
- Cano, J. 2002b. Bisbita común (*Anthus pratensis*). En Del Moral, J. C., Molina, B., De la Puente, J. y Pérez-Tris, J. (eds.): *Atlas de las Aves Invernantes de Madrid 1999-2001*: 202-203. Consejería de Medio Ambiente y SEO-Monticola. Madrid.
- Cleva, M. S., Sampallo, G. M., Gonzalez Thomas, A. O y Acosta, C. A. 2013. Método para la determinación del volumen de una muestra de granos de arroz mediante el procesamiento digital de imágenes. *Revista de investigaciones agropecuarias*, vol. 39 no. 2 Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Cramp, S. 1988. *The birds of the Western Palearctic*. Vol. V. Oxford University Press. Oxford.
- Cramp, S. y Perrins, C. M. 1994. *The birds of the Western Palearctic*. Vol. IX. Oxford University Press. Oxford.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L. 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol II. Oxford University Press, Oxford.
- Crick, H. Q. P., Donald, P. F. y Greenwood, J. J. D. 1991. *Population Processes in Some British Seed-Eating Birds*. BTO Research Report No. 80. British Trust for Ornithology. Thetford.
- Dallimer, M., Marini, L., Andrew, M. J., Hanley, N., Armsworth, P. R. y Gaston, K. J. 2010. Agricultural land use in the surrounding landscape affects moorland bird diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 578-583.
- Delgado, M. P., Morales, M. B., Traba, J. y García de la Morena, E. L. 2009. Determining the effects of habitat management and climate on the population trends of a declining steppe birds. *Ibis*, 151: 440-451.
- Delgado, M. P., Sanza, M. A., Traba, J., Morales, M. B. y Rivera, D. 2013. Habitat selection and coexistence in wintering passerine steppe birds. *Journal of Ornithology*, 154: 469-479.

- Delgado, A. y Moreira, F. 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78: 65-76.
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A. y Couvet, D. 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17: 252-261.
- Devictor, V., Robert, A. 2009. Measuring community responses to large scale disturbance in conservation biogeography. *Diversity and Distributions Journal*, 15: 122-130.
- Díaz, M., Martí, R., Gómez-Manzanique, Á. y Sánchez, A. (eds.). 1994. *Atlas de las Aves Nidificantes en Madrid*. Agencia de Medio Ambiente y SEO/Birdlife. Madrid.
- Donald, P. F., Buckingham, D. L., Moorcroft, D., Muirhead, L. B., Evans, A. D. y Kirby, W. B. 2001. Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *Journal of Applied Ecology*, 38: 536-547.
- Donald, P. F., Green, R. E. y Heath, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society*, 268: 25-29.
- ESRI Inc. 2008. *ArcGIS 9.3 - Environmental Systems Research Institute*. Redlands. USA.
- Geiger, F., de Snoo, G. R., Berendse, F., Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Eggers, S., Pärt, T., Bommarco, R., Bengtsson, J., Clement, L. W., Weisser, W. W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro, V., Inchausti, P., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C. y Tschardtke, T. 2010. Landscape composition influences farm management effects on farmland birds in winter: a pan-European approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139: 571-577.
- Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Geiger, F., Berendse, F., de Snoo, G., Eggers, S., Pärt, T., Bengtsson, J., Clement, L. W., Weisser, W. W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro, V., Liira, J., Dennis, C., Emmerson, M., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C. y Tschardtke, T. 2012. Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: landscape versus field level management factors. *Biological Conservation*, 152: 74-80.
- Hawkins, B. A., Porter, E. y Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradients of terrestrial birds. *Ecology*, 84: 1608-1623.
- Hendrickx, F., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. y Bugter, R. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44: 340-351.
- Kragten, S. y de Snoo, G. R. 2007. Nest success of Lapwings *Vanellus vanellus* on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Ibis*, 149: 742-749.
- Marfil-Daza, C., Pizarro, M. y Moreno-Rueda, G. 2013. Do hot spots of breeding birds serve as surrogate hot spots of wintering birds? An example from central Spain. *Animal Conservation*, 16: 60-68.

- Martínez, C. y De Juana, E. 1996. Breeding bird communities of cereal crops in Spain: habitat requirements. En Fernández Gutiérrez, J. y Sanz-Zuasti, J. (eds.): *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*: 99-106. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Méndez, J. L. *Anthus pratensis*. Asturnatura.com [en línea]. 2011. Núm. 350, Disponible en <<http://www.asturnatura.com/especie/anthus-pratensis.html>>.con acceso: 5/8/2013.
- Morales, M. B., Guerrero, I., Oñate, J. J. 2013. Effects of agricultural management on birds breeding in cereal cultures: a multi-scale process. *Ecosistemas*, 22(1): 25-29.
- Newton, I. 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press. London.
- Pérez-Granados, C., López-Iborra, G. M. y Seoane, J. (en prensa). A multi-scale analysis of habitat selection in peripheral populations of the endangered Dupont's Lark *Chersophilus duponti*. *Bird Conservation International*. doi:10.1017/S0959270916000356.
- Pianka, E. A. 1996. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist*, 100: 33-46.
- Pla, L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8): 583-590.
- Ramírez, A. 2002. Escribano triguero (*Miliaria calandria*). En Del Moral, J. C., Molina, B., De la Puente, J. y Pérez-Tris, J. (eds.): *Atlas de las Aves Invernantes de Madrid 1999-2001*: 198-199. Consejería de Medio Ambiente y SEO-Monticola. Madrid.
- Robinson, R. A. 1997. *Ecology and Conservation of seed-eating birds on farmland*. PhD Thesis University of East Anglia, Norwich.
- Robinson, R. A. y Sutherland, W. J. 1999. The winter distribution of seed-eating birds: habitat structure, seed density and seasonal depletion. *Ecography*, 22: 447-454.
- Robinson, R. A. y Sutherland, W. J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39: 157-176.
- Rosenzweig, M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Sanza, M. A., Traba, J., Morales, M. B., Rivera, D. y Delgado, M. P. 2012. Effects of landscape, conspecifics and heterospecifics on habitat selection by breeding farmland birds: the case of Calandra Lark (*Melanocorypha calandria*) and Corn Bunting (*Emberiza calandria*). *Journal of Ornithology*, 153: 525-533.
- SEO/BirdLife. 2014. *Resultados del Seguimiento de Aves Comunes en Primavera de SEO/BirdLife*. SEO/BirdLife-Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- Siegel, A. F. y Morgan, C. J. 1996. *Statistics and data analysis, 2nd edn*. Wiley. New York.
- Siriwardena, G. M., Calbrade, N. A. y Vickery, J. A. 2008. Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? *Ibis*, 150: 585-595.
- SPSS Inc. 2010. *IBM SPSS Statistics 19*. Chicago.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de

- Snoo, G., Rakosyi, L. y Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management*, 91: 22-46.
- Suárez, F., Garza, V., Oñate, J. J., García de la Morena, E. L., Ramírez, A. y Morales, M. B. 2004. Adequacy of stubble winter maintenance for steppe bird conservation in central Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 667-671.
- Suárez, F., Hervás, I. y Herranz, J. 2009. *Las alondras en la España peninsular*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid.
- Tarjuelo, R., Morales, M. B., Traba, J y Delgado, M. P. 2014. Are Species Coexistence Areas a Good Option for Conservation Management? Applications from Fine Scale Modelling in Two Steppe Birds. *PLoS ONE*: 9(1):e87847. doi: 10.1371/journal.pone.0087847. pmid:24498210
- Tellería, J. L. 1986. *Manual para el Censo de los Vertebrados Terrestres*. Raíces. Madrid.
- 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.
- Wakeham-Dawson, A. y Aebischer, N. J. 1998. Factors determining winter densities of birds on environmentally sensitive area arable reversion grassland in southern England, with special reference to Skylarks (*Alauda arvensis*). *Agriculture, Ecosystems & Environment - Journal*, 70: 189-201.
- Walton, K. C. 1979. Diet of meadow pipits *Anthus pratensis* on mountain grassland in Snowdonia.
- Wilson, J. D., Taylor, R. y Muirhead, L. B. 1996. Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study*, 43: 320-332. ■

Recibido 05.10.2015; Aceptado 12.05.2016