

INFLUENCIA DE LA GESTIÓN AGRARIA SOBRE LA ABUNDANCIA DE MICROMAMÍFEROS EN ZONAS DE CULTIVO DEL CENTRO PENINSULAR

ROCÍO TARJUELO MOSTAJO, IRENE GUERRERO FERNÁNDEZ,
JUAN J. OÑATE RUBALCABA Y MANUEL B. MORALES PRIETO

RESUMEN

En los últimos 50 años se ha producido en España un abandono de los campos de cultivo y una intensificación de las prácticas agrarias. Ambos fenómenos conllevan una pérdida de la heterogeneidad en la estructura paisajística, tanto espacial como temporalmente. Los datos necesarios para la realización de este trabajo se obtuvieron durante los meses de Mayo y Junio de 2007 en la estepa cerealista de los ríos Jarama y Henares con el objetivo de estudiar qué especies de micromamíferos están presentes en la zona y determinar la posible influencia de las prácticas agrarias sobre sus abundancias. Para ello se colocaron trampas pitfall en los campos cultivados permaneciendo abiertas una semana. La especie predominante resultó la musaraña *Crocidura russula* seguida por el ratón moruno, *Mus spretus*. Referente a la influencia de la gestión agraria sobre las abundancias, los resultados mostraron que tanto la estructura paisajística como la intensificación en los sistemas de cultivo tienen un efecto positivo significativo sobre el grupo de los insectívoros y sobre los micromamíferos totales. Sin embargo, el efecto de la estructura paisajística obtenido en el modelo predictivo no resultó significativo para los roedores, a pesar de la importancia que tiene para estas especies la pérdida del hábitat de borde. La intensificación conduce a una pérdida en la heterogeneidad a nivel de paisaje, disminuyendo la disponibilidad de hábitats y favoreciendo a las especies más generalistas en detrimento de una mayor riqueza de especies.

Palabras clave: intensificación agraria, cultivos cerealistas extensivos, insectívoros, roedores, estructura paisajística.

SUMMARY

During the last 50 years there has been an intensification of agricultural practices and an abandonment of many farms in Spain. They both generate a loss on heterogeneous spatio-temporal mosaic landscape. Data were collected in May and June in 2007 from extensive cereal croplands of central Spain. The aim of this study was to establish the small mammals species and whether the agricultural uses affect their abundances. Pitfall traps were placed in cultivated croplands and remained open for one week. The most abundant species was the shrew *Crocidura*

Departamento de Ecología, Edificio de Biología (C/Darwin, 2). Campus de Cantoblanco. 28049. Madrid. Tel. 91 497 80 11.

Recibido: 27/10/2009.

Aceptado: 18/02/2010.

russula followed by the mice *Mus spretus*. The results showed that landscape structure as well as agricultural intensification have a significant positive effect for insectivorous and total small mammals. Nevertheless, landscape structure had no significant effect for rodents, although the importance of boundary loss for these species. Intensification of agricultural practices leads to a loss of landscape heterogeneity, an increase of generalist species at the expense of species richness due to the loss of habitat availability.

Key words: agricultural intensification; extensive cereal croplands; insectivorous; rodents; landscape structure.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad son muchos los trabajos enfocados a investigar de qué manera afecta la intensificación agraria a la biodiversidad y cuáles son sus repercusiones. Desde la segunda mitad del S. XX se ha producido en Europa una intensificación de las prácticas agrarias con graves efectos, tanto a nivel de riqueza de las comunidades como en los tamaños poblacionales de las especies (BENTON *et al.*, 2003). Son muchas las evidencias que apuntan en esta dirección en diversos taxones, fundamentalmente en el grupo de las aves, pero también en otros como los artrópodos, plantas vasculares y mamíferos.

Uno de los efectos más importantes provocados por la intensificación de las prácticas agrarias es la pérdida de heterogeneidad en la estructura del paisaje tanto espacial como temporalmente. Sin embargo, no sólo es responsable de ello la intensificación, ya que el abandono de las tierras de cultivo conlleva también un impacto negativo sobre la fauna y la flora, al perderse la estructura en mosaico consecuencia de la diversidad de los tipos de cultivo, los tratamientos agrarios empleados y los tamaños y formas de las parcelas (ZAMORA *et al.*, 2007). Estos dos fenómenos han tenido lugar en los últimos 50 años en España, homogeneizando la estructura paisajística y provocando una pérdida de los márgenes existentes entre los cultivos. La importancia de los bordes para muchas aves y mamíferos se ha puesto de manifiesto en varios trabajos (BENTON *et al.*, 2003; HOLE *et al.*, 2005). Son zonas

preferidas por muchas especies al ofrecer refugio más estable por ser zonas menos perturbadas que los cultivos circundantes y en ellas se observa una mayor riqueza específica. No sólo ofrecen protección sino que además actúan como corredores permitiendo que las poblaciones se dispersen y aumenten sus tamaños. En definitiva aumentan la heterogeneidad espacial, necesaria para muchas especies que requieren de parches de territorio con papeles complementarios en su supervivencia a lo largo de su ciclo vital (DUNNING *et al.*, 1992).

El estudio que aquí se presenta se centra en el grupo de los micromamíferos, menos estudiados que otros grupos faunísticos pero que representan una parte importante de la comunidad de los medios agrarios (FITZGIBBON, 1997; POCOCK & JENNIGS, 2008). Algunas de estas especies tienen una especial relevancia para los cultivos, pues sus altas densidades poblacionales pueden provocar grandes pérdidas para los agricultores. Sin embargo, otras especies basan su dieta en insectos por lo que su presencia podría regular y prevenir la aparición de plagas. En adición a estos aspectos que afectan directamente al hombre, no hay que olvidar que forman parte del ecosistema, ejerciendo tanto de depredadores como de presas, por lo que el mantenimiento de sus poblaciones es importante para el adecuado funcionamiento del mismo. El primer objetivo del trabajo, meramente descriptivo, es establecer la composición de especies de micromamíferos en una estepa cerealista del centro peninsular. Posteriormente se pretende comprobar si existe algún tipo de relación entre las prácticas agrarias llevadas a cabo en la región y la

abundancia de las distintas especies. Estudios anteriores realizados en el grupo de los micromamíferos han mostrado una fuerte influencia de las prácticas agrarias en estas especies (SIMONETTI, 1989; POCOCK & JENNIGS, 2008). La hipótesis de partida es que la intensificación agraria tiene un efecto negativo en la diversidad de este grupo. En base a los resultados de estudios previos realizados en su mayor parte fuera de la Península Ibérica, no sólo con este grupo de vertebrados, sino con otros como las aves, donde se han llevado a cabo un mayor número de estudios, se espera encontrar relaciones significativas entre dichas abundancias y la gestión agraria.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo de campo tuvo lugar dentro de la ZEPA ES0000139 denominada «Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares» y en su entorno inmediato (Fig. 1). Se localiza al este de la Comunidad de Madrid, en la zona que conecta la sierra al norte de dicha Comunidad Autónoma y las cuencas de los ríos Henares y Jarama, ambas englobadas en la fosa sedimentaria del río Tajo (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2003). Además está delimitada por el límite provincial con Guadalajara, las carreteras M-206, M-114 y M-113 y penetra hasta el casco urbano en la población de Alcalá de Henares. Cuenta así con una superficie de 33.110 ha y una altitud media de 698 m (588 m mínimo y 840 m máximo). Es una zona de gran importancia, en especial para la conservación de las poblaciones de aves esteparias debido a la predominancia de cultivos cerealistas de carácter extensivo (TRABA *et al.*, 2007).

Esta ZEPA se encuentra dentro de la región biogeográfica mediterránea, por lo que se caracteriza por un clima mediterráneo seco, con unas precipitaciones medias anuales de 400-500 mm y un período de sequía estival prolongado y acusado. Es una zona de pendiente y

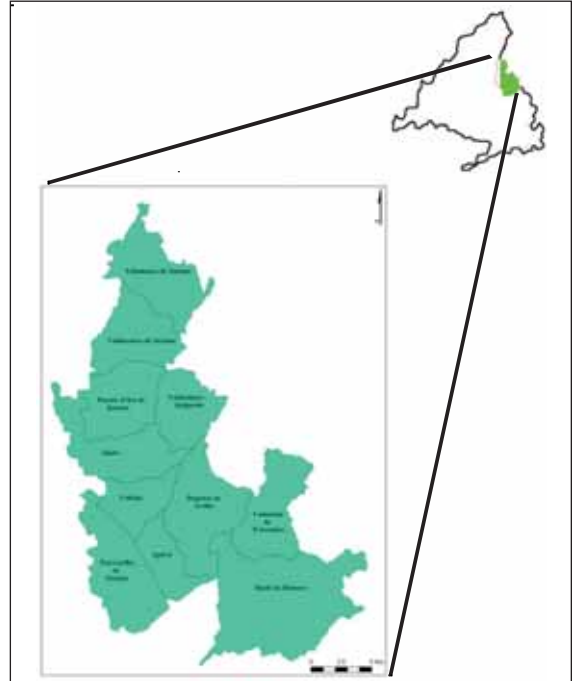


Figura 1. Localización de la zona de estudio delimitada en rojo y de la ZEPA nº 139, «Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares», sobre un fondo verde. Aparece ampliada la zona de estudio donde se muestran los municipios de la Comunidad de Madrid en los cuales se sitúan los campos muestreados.

Figure 1. Location of the study area within the Special Protection Area (SPA) no. 139 «Jarama and Henares Steppes» (delimited with a line). Map showing the different localities in which were established the sampled fields.

relieve suaves, donde se presentan terrazas fluviales sobre las que se encuentran depósitos aluviales y detríticos. La vegetación potencial sería bosque de galería en las zonas próximas a los cauces de los ríos y encinar en las cuevas. Como consecuencia de la degradación del encinar por el abandono de algunas zonas de cultivo aparecen manchas dominadas por retamares (*Retama sphaerocarpa*).

Obtención de datos

Las unidades muestrales seleccionadas para la obtención de los datos de abundancias de las especies de micromamíferos fueron las parcelas cultivadas denominadas campos. El número total de campos fue de 78 y en cada uno

de ellos se colocó un punto de muestreo, aunque en aquellos campos con un tamaño muy superior al del resto se pusieron hasta un máximo de 3 puntos muestrales, con el objetivo de controlar la heterogeneidad ambiental. En el caso de que hubiese más de un punto por campo la distancia entre ellos fue superior a 50 m y se calculó la media de los tres para los correspondientes valores de las variables independientes. Para todos los puntos de muestreo, la distancia entre el borde del campo cultivado y un punto fue de al menos 10 m. En cada uno de los puntos se colocó una trampa *pitfall* que permaneció activa durante una semana, momento en el que la trampa era retirada y los ejemplares recogidos se conservaron para su posterior identificación. Puesto que el protocolo de trabajo se heredó de un diseño más general para el muestreo de otros grupos faunísticos, los campos muestreados estaban a su vez incluidos en un total de 30 parcelas cuadradas de 1 Km x 1 Km. Estas parcelas se situaron a lo largo de un eje de cerca de 30 Km que atraviesa los municipios más occidentales de la ZEPA (Fig. 1), tratando de abarcar la máxima variabilidad posible de gestión agraria, a partir de encuestas sobre tratamiento y producción de los campos realizados a sus propietarios, y estructura de paisaje, evaluando sobre el terreno y sobre cartografía digital de la zona de estudio.

Se desarrollaron dos vueltas de trampeos, la primera comenzando el día 1 del mes de Mayo de 2007 y finalizando la recogida de trampas el día 21 del mismo mes. La siguiente vuelta se realizó en el mes de Junio, desde el día 1 hasta el día 14. La duración final de ambos periodos de muestreo dependió fuertemente de las condiciones meteorológicas.

La identificación de los ejemplares se realizó hasta nivel de especie, a partir de los individuos capturados en las trampas *pitfall*. Para ello se emplearon caracteres de la dentición en el caso de las especies de insectívoros y para los roedores caracteres tanto de su dentición como de aspectos de morfología general y morfometría (DUEÑAS SANTERO, 1985; BLANCO, 1998).

Las 19 variables independientes consideradas en el estudio se dividen en variables de paisaje, variables relacionadas con el tratamiento agrario que recibieron los campos y el contenido en nutrientes del suelo. Las primeras se obtuvieron mediante la aplicación de sistemas de información geográfica, ARCGISv.9.2, (Fig. 2), las segundas realizando encuestas a los propietarios de las parcelas y las últimas procedentes del análisis químico de muestras de suelo extraídas mediante sondas en los primeros 15 cm. Las variables empleadas se detallan en la Tabla 1.

Análisis de datos

Se construyó una matriz de datos recogiendo la presencia/ausencia para cada especie que permitiese analizar la frecuencia de aparición de las mismas. Además, se incluyeron los datos de abundancia por especies, para el total de micromamíferos y para dos grupos funcionales, insectívoros y roedores. Cabe destacar que en el grupo funcional de los roedores se prescindió de los datos de abundancia de *Mi-*

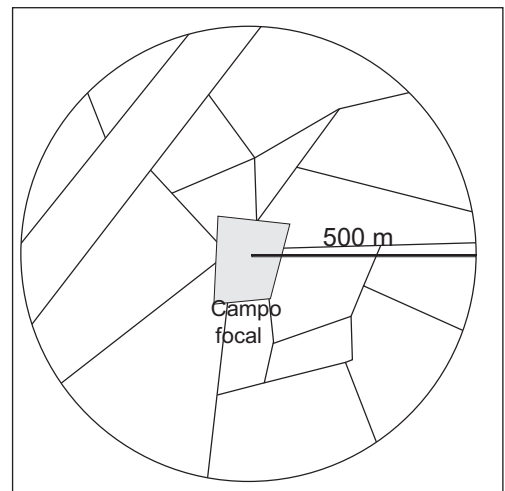


Figura 2. Círculo de 1000 m de diámetro centrado en cada campo de muestreo, en base al cual se obtuvieron las variables de estructura del paisaje.

Figure 2. Landscape structure variables were measured on the basis of a circle of 1000 diameter centered in each sampled field.

| Variables | Tipo de variable | Descripción |
|------------|---|---|
| Disnat | Variables de paisaje | Distancia media (m) de cada punto al parche de vegetación natural más cercano. |
| Plantconv | | Proporción (en %) de la cobertura media de arvenses en un cuadrado de 2 x 2 m centrado en el punto de muestreo. |
| Tamcampo | | Tamaño del campo (ha). |
| P/A | | Relación perímetro-área para cada campo (m ⁻¹). |
| Arado1 | | Proporción (en %) de tierra arada rodeando al campo considerando un círculo de 1000 m de diámetro, centrado en el campo muestreado. |
| Mediacamp1 | | Media del tamaño de los campos circundantes considerando un círculo de 1000 m de diámetro, centrado en el campo muestreado. |
| Desvcamp1 | | Desviación típica del tamaño de los campos circundantes considerando un círculo de 1000 m de diámetro, centrado en el campo muestreado. |
| Hdiver1 | | Diversidad de hábitat circundante considerando un círculo de 1000 m de diámetro, centrado en el campo muestreado. |
| Cosecha07 | | Cosecha de cereal recogida en 2007 (kg/ha), según propietario. |
| Herbicid | | Se determina si fueron empleados herbicidas o no. En el caso de haber sido usados se considera su cantidad (Kg/ha). |
| Nfert | | Variables de tratamiento agrario |
| Pfert | Cantidad de P fertilizante empleado (kg P/ha). | |
| Kfert | Cantidad de K fertilizante empleado (Kg K/ha). | |
| profarad | Profundidad de arado (m). | |
| NRO | Número de rotaciones realizadas en un año. | |
| Dsiembra | Densidad de siembra (semillas/m ²). | |
| C | Variables de contenido en nutrientes del suelo | Cantidad de C en suelo (mg/g). |
| N | | Cantidad de N en suelo (mg/g). |
| P | | Cantidad de P en suelo (mg/g). |

Tabla 1. Descripción de las variables explicativas de paisaje, de tratamiento agrario y de contenido de nutrientes del suelo obtenidas mediante sistemas de información geográfica, encuestas y análisis del suelo respectivamente y las abreviaturas empleadas.

Table 1. Landscape structure, agrarian treatment and soil nutrients variables measured by means of Geographic Information Systems, surveys and soil analysis and the variables' code.

crotus duodecimcostatus por dos razones. En primer lugar, su presencia en las trampas fue testimonial. En segundo lugar, su dieta herbívora que no permite considerarlo funcionalmente equivalente a *Mus spretus* y *Apodemus sylvaticus*, ambos granívoros-omnívoros (BLANCO, 1998).

Un análisis de componentes principales (ACP) usando las variables de paisaje y tratamiento agrario llevó a determinar 3 nuevas variables independientes referidas a la gestión agraria. El primer factor resultante del ACP siguió una

distribución aproximadamente normal (test de *Kolmogorov-Smirnov*, $p > 0.05$) mientras que los factores 2 y 3 tuvieron que ser transformados mediante la siguiente función logarítmica, $Y = \log_{10}(\text{Factor} + \text{valor mínimo del factor} + 1)$. Esta metodología se escogió por dos razones. Primero porque las 19 variables independientes originales presentaban un alto nivel de correlación, como mostró un análisis de correlaciones bivariadas. Segundo, los 3 primeros factores resultantes del ACP pudieron ser fácilmente interpretados como gradientes con significado ecológico referentes a la estructura

paisajística, la intensificación agraria y la cantidad de nutrientes del suelo.

Con las variables independientes así seleccionadas se llevó a cabo un análisis mediante un modelo lineal generalizado (GLM) para examinar los distintos efectos de la gestión agraria sobre las abundancias de los grupos considerados. Se eligió este tipo de análisis estadístico ya que permite mayor flexibilidad que un modelo de regresión lineal por mínimos cuadrados respecto a la distribución que sigue la variable respuesta (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000). Se asumió una distribución de Poisson para las 3 variables dependientes consideradas en el estudio -abundancia de roedores, abundancia de insectívoros y abundancia de micromamíferos totales- y distribuciones normales, como ya se ha dicho, para las variables independientes (QUINN, 2002). Se trabajó con los datos de los grupos funcionales ya que a nivel de especie el número de datos disponibles era demasiado bajo. Se obtuvieron varios modelos predictivos, optando por aquellos que explicasen una mayor varianza de los datos, presentando un índice de Akaike menor, y que fuesen lo más parsimoniosos posible. Posteriormente se testaron dichos modelos mediante una estimación de los efectos de las variables para comprobar su validez y obtener los parámetros de las variables independientes. Para el análisis de los datos se emplearon los paquetes estadísticos SPSSv.15 y Statisticv.7.0.

RESULTADOS

Composición específica

En la Tabla 2 se muestra un listado de las especies de micromamíferos encontradas en el muestreo, el número de ejemplares capturados en cada vuelta y su frecuencia de aparición. Como muestra dicha tabla, se capturó un total de 100 individuos.

La Figura 3 corresponde a la representación gráfica de la abundancia relativa para cada especie. Se observa una clara predominancia del insectívoro *Crocidura russula* seguido por el ratón moruno (*Mus spretus*).

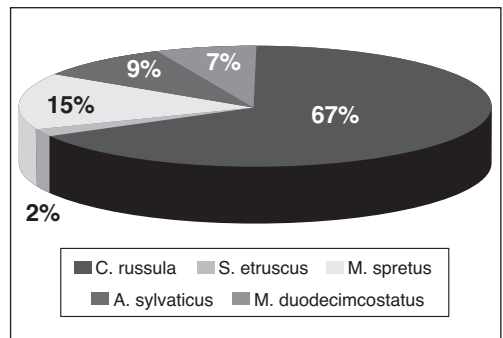


Figura 3. Abundancia relativa de cada una de las especies de micromamíferos encontradas en la zona de estudio.

Figure 3. Relative abundance of each small mammal species found in the study area.

| Especie | Número de ejemplares | | Total | Frecuencia de aparición |
|----------------------------------|----------------------|-----------|------------|-------------------------|
| | Mayo | Junio | | |
| <i>Crocidura russula</i> | 29 | 38 | 67 | 23 |
| <i>Suncus etruscus</i> | 1 | 1 | 2 | 2 |
| <i>Apodemus sylvaticus</i> | 2 | 7 | 9 | 7 |
| <i>Mus spretus</i> | 2 | 13 | 15 | 12 |
| <i>Microtus duodecimcostatus</i> | 5 | 2 | 7 | 7 |
| Total | 39 | 61 | 100 | |

Tabla 2. Especies capturadas en las trampas pitfall junto con el número de ejemplares capturados en cada una de las vueltas de muestreo y la frecuencia de aparición total para cada una de las especies de micromamíferos encontradas en la zona de estudio.

Table 2. Captured species in pitfall traps with the number of individuals captured in each sample round and the frequency of presence for each small mammals species found in the study area.

Caracterización de los campos muestreados

Del análisis de componentes principales se obtuvieron seis factores, de los cuales sólo los tres primeros tienen una interpretación ecológica aplicable a los objetivos que se persiguen en el estudio. Estos tres factores reflejan, de distintas formas, la gestión agraria que se practica en la zona y explican una varianza total de un 49% (Tabla 3). El primer factor se asocia positivamente con el tamaño de campo (Tamcampo), las tierras aradas circundantes (arado1) y con la media y la desviación típica de los campos circundantes (Mediacamp1 y desvcamp1, respectivamente) mientras que lo

hace negativamente con la diversidad de hábitat que rodea al campo (Hdiver1). Se puede determinar que el primer factor se corresponde con un gradiente de estructura paisajística determinado tanto por el propio campo como por los que lo rodean, lo que puede tener importantes efectos sobre la presencia de los micromamíferos. El segundo factor se asocia positivamente con la cosecha recogida en el año 2007 (Cosecha07), la densidad de siembra (Dsiembra), la cantidad de N fertilizante empleado (Nfert) y la cantidad de K fertilizante empleado (Kfert). Por contra se asocia negativamente con el uso de herbicidas (Herb) por lo que este factor se puede interpretar como un gradiente de intensificación agraria. El último factor se asocia positivamente con el número de roturaciones realizadas (NRO) y negativamente con la cantidad de carbono, nitrógeno y fósforo presente en el suelo. Así, este factor se puede corresponder con un gradiente de la composición de nutrientes del suelo.

| Variables | Factor 1 | Factor 2 | Factor 3 |
|------------|----------|----------|----------|
| Disnat | 0.231 | -0.031 | 0.144 |
| Plantconv | -0.042 | -0.452 | -0.221 |
| Tamcampo | 0.736 | 0.199 | 0.020 |
| PA | -0.533 | -0.342 | -0.056 |
| Cosecha07 | -0.199 | 0.647 | 0.338 |
| Herbicid | 0.161 | -0.626 | 0.220 |
| Nfert | 0.172 | 0.636 | 0.471 |
| Pfert | 0.479 | 0.170 | 0.425 |
| Kfert | -0.257 | 0.620 | 0.424 |
| Profarad | 0.235 | -0.416 | 0.510 |
| NRO | 0.106 | -0.079 | 0.604 |
| Dsiembra | -0.096 | 0.690 | 0.042 |
| C | 0.054 | 0.365 | -0.630 |
| N | -0.028 | 0.501 | -0.493 |
| P | -0.007 | 0.370 | -0.462 |
| Arado1 | 0.690 | -0.130 | -0.271 |
| Mediacamp1 | 0.806 | 0.190 | -0.052 |
| Desvcamp1 | 0.823 | 0.019 | 0.011 |
| hdiver1 | -0.691 | 0.076 | 0.253 |
| % varianza | 19.119 | 16.981 | 12.833 |

Tabla 3. Resultados de los 3 primeros factores del Análisis de Componentes Principales conducentes a determinar variables independientes de gestión agraria y la varianza explicada por cada uno de ellos.

Table 3. Results of the first three axes of the Principal Component Analysis conducted to determine independent agrarian management and the variance explained by each axes.

Modelización de la abundancia

Los modelos seleccionados resultaron significativos para insectívoros y micromamíferos, pero no para roedores. En ambos casos son los factores de estructura paisajística e intensificación agraria los que parecen tener un efecto significativo sobre la abundancia de insectívoros y micromamíferos totales. Así, las dos abundancias se correlacionan positivamente con la estructura del paisaje y la intensificación en los usos agrarios. Los resultados de los modelos finales se muestran en la Tabla 4.

DISCUSIÓN

Composición de especies

Hay una fuerte predominancia de la musaraña común o musaraña gris (*Crocidura russula*) frente a las otras especies encontradas. Esta especie de musaraña es la más abundante en la mayor parte de la península, especialmente en la región mediterránea donde se engloba la

| | N | Modelo | Devianza/ df | p |
|------------------------|----|--------------------------------|--------------|--------|
| Insectívoros | 78 | -1.726 + 0.349FAC1 + 3.552FAC2 | 2.581 | 0.0000 |
| Roedores | 78 | -1.199 + 0.199FAC1 | 0.963 | 0.3035 |
| Micromamíferos totales | 78 | -1.026 + 0.318FAC1 + 2.731FAC2 | 2.700 | 0.0000 |

Tabla 4. Modelos lineales generalizados que predicen la abundancia de insectívoros, roedores y micromamíferos totales en función de la estructura paisajística y la intensificación agraria en la zona de cultivo cerealista extensivo estudiada.

Table 4. Predictive General Linear Models of the insectivorous, rodent and total small mammals abundance by means of landscape structure and agrarian intensification in the extensive cereal cropland studied.

zona de estudio en la que se ha realizado el muestreo. Esta amplia distribución se debe a que es una especie muy generalista, tanto en lo que se refiere al hábitat como a sus requerimientos alimenticios (BLANCO, 1998). Puede vivir en una gran variedad de ambientes aunque debido a su pequeño tamaño prefiere zonas donde resulte menos costoso energéticamente mantener su temperatura corporal, por lo que se asocia a zonas de vegetación mediterránea como encinares, áreas de matorral, etc. Sin embargo, y como se desprende de los resultados obtenidos, es frecuente encontrarla en pastizales y zonas cultivadas. La dominancia de esta especie es consistente con las elevadas densidades reportadas para la especie (hasta 100 individuos por hectárea, BLANCO, 1998). Por contra, la otra especie de musaraña capturada, el musgaño enano o musarañita (*Suncus etruscus*), aparece escasamente representada con tan sólo dos ejemplares, a pesar de que al igual que la especie anterior también está distribuida por todo el territorio peninsular y asociada a enclaves fundamentalmente mediterráneos, de espacios abiertos y vegetación arbustiva (PALOMO *et al.*, 2007). Su tendencia a ocupar una mayor variedad de ambientes (PALOMO *et al.*, 2007) puede explicar su mucha menor abundancia en hábitats agrarios.

El grupo de los roedores es menos abundante ya que tanto el ratón moruno (*Mus spretus*) como el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) están más ligados a zonas forestales. Sin embargo, también se pueden encontrar en áreas más abiertas como campos de cultivo y pastizales, donde podrían encontrar una fuente importante de alimento cuando las áreas bosco-

sas son escasas, lo que queda confirmado con nuestros resultados. Ambas especies basan su dieta en frutos y semillas pero pueden explorar otros recursos en función de su abundancia como son los insectos. *M. spretus* es más estricto en cuanto a las características hídricas del hábitat, no siendo frecuente en zonas de alta humedad ni en zonas con una pluviosidad superior a los 1000 mm anuales, por lo que esta región del centro peninsular es adecuada para su asentamiento.

El topillo mediterráneo o común (*Microtus duodecimcostatus*) es una especie con una biología y ecología distinta a las especies de roedores anteriores, con las que sí comparte la preferencia por los medios mediterráneos. Precisa de espacios abiertos, aunque con cierta cobertura herbácea, y sus hábitos alimenticios son casi exclusivamente herbívoros. Requiere terrenos que no se vean sometidos a cambios bruscos y frecuentes para poder construir las galerías subterráneas que proporcionan tanto refugio como almacenaje de alimentos, lo que explicaría su escasez en campos de cultivo.

Los resultados obtenidos en este estudio añaden información al escaso conocimiento de estas especies en zonas agrarias (HOLE *et al.*, 2005) y además, para todas las especies muestreadas se han obtenido nuevas citas en las cuadrículas UTM de 10 Km x 10 Km donde se localiza la zona de estudio que aún no han sido registradas en el atlas de distribución de los mamíferos terrestres de España (http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/banco_datos/info_disponible/-inb_bbdd.htm) (Tabla 5).

| | <i>Crociodura russula</i> | <i>Suncus etruscus</i> | <i>Mus spretus</i> | <i>Apodemus sylvaticus</i> | <i>Microtus duodecimcostatus</i> |
|-------------|--|------------------------|-------------------------------|----------------------------|--|
| Coordenadas | 30TVL50 30TVL60 30TVK58 30TVK69 | 30TVL60 30TVK58 | 30TVL51 30TVK58 30TVK69 | 30TVK58 | 30TVL50 30TVL60 30TVK58 30TVK69 |

Tabla 5. Cuadrículas UTM de 10x10 km en las que se han obtenido nuevas citas para las especies de micromamíferos encontradas en la zona de estudio.

Table 5. 10 x 10 km UTM quadrants in which were established new data for the small mammals species found in the study area.

Sin embargo, los resultados aquí presentados deben ser tomados con cierta cautela por varios motivos. El primero de ellos es una consecuencia de la alimentación de las especies ya que a pesar de que estas trampas *pitfall* no contenían ningún tipo de cebo, en ellas caían diversos artrópodos que podían constituir un atrayente para las especies de insectívoros. Por otro lado se encuentra la eficacia del sistema de trapeo al diferir las reacciones de las especies según la metodología empleada (TELLERÍA *et al.*, 1987). Las trampas *pitfall* parecen ser más idóneas para la captura de ejemplares de *C. russula*, mientras que otro tipo de trampas empleadas en el muestreo de micromamíferos, las trampas ratoneras o *snap traps*, son más eficaces en la captura del ratón de campo. Estas tendencias pueden extrapolarse a otras especies de insectívoros y múridos según han revisado TELLERÍA *et al.* (1987). Las trampas *pitfall* parecen resultar globalmente más efectivas debido a una menor selectividad en las capturas, además de presentar un menor coste en su mantenimiento. Sin embargo, hay que tener en cuenta que esas diferencias en la eficacia de captura en función de la especie pueden introducir sesgos a la hora de interpretar las condiciones reales en las que se encuentran la comunidad de micromamíferos.

Influencia de la gestión agraria

El uso agrario influye sobre las especies de micromamíferos y otros grupos faunísticos al modificar el paisaje y homogeneizarlo (BENTON *et al.*, 2003). En este estudio parece tener

una mayor importancia el gradiente de intensificación en el tratamiento de los cultivos que la estructura del paisaje. Sin embargo, ambos están estrechamente relacionados ya que la intensificación agraria provoca un detrimento en la calidad de los hábitats y en su disponibilidad, llevando a una homogenización del paisaje. Este fenómeno repercute en la biodiversidad favoreciendo la dominancia de unas pocas especies, aquellas más generalistas, frente a otras cuyas necesidades son más estrictas en cuanto a la presencia de varios tipos de hábitats que cumplen distintos papeles en su ciclo vital (DUNNING *et al.*, 1992) y por lo tanto imprescindibles para el mantenimiento de la población (BUREL *et al.*, 2004). De hecho, entre las especies muestreadas, predominan las especies generalistas.

Los dos factores tienen un efecto positivo sobre la abundancia de insectívoros y micromamíferos pero se debe tener en cuenta que la especie más abundante en ambos casos, prácticamente el 100% en el grupo de los insectívoros y más del 50% en el total de los micromamíferos, es la musaraña *C. russula*. Ésta es una especie muy generalista por lo que se vería beneficiada de una disminución en la heterogeneidad paisajística al disminuir así la presencia de otras especies como *M. spretus* y *A. sylvaticus*. Estos roedores requieren de zonas de refugio y lugares seguros donde poder alimentarse durante el invierno (DÍAZ *et al.*, 1993), lo que en las zonas cultivadas se produce fundamentalmente en los márgenes entre cultivos con cobertura herbácea y arbustiva. De este modo una intensificación en las prácticas agrarias conllevaría una disminución

en la disponibilidad de las zonas borde provocando que tras el otoño, momento en el que estas especies alcanzan su máximo poblacional al reclutar los juveniles nacidos en los meses estivales, el medio no pueda dar refugio durante el invierno al total de la población cuyo número se vería así limitado. No obstante, la pérdida de borde también puede afectar al grupo de los insectívoros (POCOCK & JENNIGS, 2008).

La influencia de la estructura paisajística sobre los roedores no resultó significativa, por lo que a priori parecería no ser relevante para su abundancia, a pesar de ser muy sensibles a la pérdida de los hábitats de borde de los campos de cultivo, como ya se ha comentado anteriormente. Estos resultados coinciden con los de trabajos anteriores en los que los análisis de la relación entre los tipos de hábitat y la abundancia para los meses de verano no resultó significativa pero cobraba importancia en los meses de invierno, donde sí se observaba una preferencia entre los distintos sustratos (ALCÁNTARA & TELLERÍA, 1991; DÍAZ, 1992). Las capturas de roedores se concentraban en las zonas no cultivadas, donde la presencia de arbustos ofreciese cobertura y protección a los animales frente a depredadores y los permitiera reducir las pérdidas de calor ante las temperaturas más bajas de los meses de invierno. Sin embargo, en los meses estivales los animales se dispersan de forma más homogénea por el campo, al no ofrecer estos ni alimento ni refugio en este momento del año.

Como se comentó al describir la composición de las especies de micromamíferos hay que tener en cuenta que el método de trapeo puede estar introduciendo sesgos en los datos recogidos y a su vez en los resultados obtenidos. Por otro lado, la agrupación de los campos en unidades espaciales de mayor tamaño puede haber generado cierta dependencia espacial de los datos que podría estar influyendo en los resultados (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000), por lo que es deseable realizar un diseño independiente y específico para estos organismos. No obstante, los resultados obtenidos parecen consistentes con la biología

de las especies estudiadas y añaden información al escaso conocimiento existente sobre su ecología en sistemas agrarios.

CONCLUSIONES

Los cambios que se han producido en los últimos años en la gestión del medio agrario han alterado las comunidades de fauna y flora notablemente, lo que ha incrementado la necesidad de realizar estudios sobre cuáles son sus consecuencias y los niveles a los que actúa. Uno de los efectos más importantes es la pérdida de heterogeneidad espacial y de zonas mosaico. En la zona de cultivo cerealista extensiva estudiada, la especie más abundante fue la musaraña *Crocidura russula*. La pérdida en la diversidad paisajística tiene un efecto negativo sobre otras especies de micromamíferos, que requieren de zonas que actúen como refugios, por lo que la abundancia de los mismos disminuye favoreciendo una predominancia de las especies más generalistas, como es el caso de la musaraña común. Tanto la estructura paisajística como la intensificación agraria tienen un efecto positivo sobre la abundancia de insectívoros, pero no resultaron significativas para el grupo de los roedores en los meses en los que se realizó el estudio. No obstante, estudios anteriores han mostrado una dependencia de la abundancia de estas especies de roedores en relación a la estructura del paisaje en los meses de invierno. Los resultados obtenidos añaden información al conocimiento de su ecología en estos sistemas agrarios y además pueden tener implicaciones en la conservación no sólo de las especies de micromamíferos sino también de sus depredadores.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a todas aquellas personas que han colaborado y han hecho posible la correcta elaboración de este trabajo. A F. García por la bibliografía que ha facilitado y sus consejos en la identificación de los ejemplares y a todas las personas que colaboraron en el muestreo y la

obtención de los datos. Por último agradecer a las personas que han leído el texto y cuyos comentarios han ayudado a mejorarlo a pesar de su desconocimiento acerca del tema. Este tra-

bajo es una contribución al proyecto AGRIPOPES de la *European Science Foundation* y a la red de grupos de investigación REMEDINAL de la Comunidad de Madrid.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCÁNTARA, M. & TELLERÍA, J.L. 1991. Habitat selection of the Wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in cereal steppes of Central Spain. *Z. Säugetierkunde*, 56: 347-351.
- BENTON, G., VICKERY, J.A. & WILSON, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *TREND in Ecology and Evolution*, 18 (4): 182-188.
- BLANCO, J.C. 1998. Mamíferos de España I y II. Editorial Planeta. Barcelona. 839 pp.
- BUREL, F., BUTET, A., DELETTRE, Y.R. & MILLÁN DE LA PEÑA, N. 2004. Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning*, 67: 195-204.
- DÍAZ, M. 1992. Rodent seed predation in cereal crops areas of central Spain: effects of physiology, food availability, and predation risk. *Ecography*, 15: 77-85.
- DÍAZ, M., GONZÁLEZ, E., MUÑOZ-PULIDO, R. & NAVESO, M.A. 1993. Effects of food abundance and habitat structure on seed-eating rodents in Spain wintering in man-made habitats. *Z. Säugetierkunde*, 58: 302-311.
- DUEÑAS SANTERO, M.E. 1985. Clave para los micromamíferos (Insectívora y Rodentia) del centro y sur de la Península Ibérica. Universidad de Salamanca. Salamanca. 38 pp.
- DUNNING, J.B., DANIELSON, B.J. & PULLIAM, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65 (1): 169-175.
- FITZGIBBON, C.D. 1997. Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology*, 34: 530-539.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- HOLE, D.G., PERKINS, A.J., WILSON, J.D., ALEXANDER, I.H., GRICE, P.V. & EVANS, A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122: 113-130.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. 2003. Formularios Oficiales Red Natura 2000. DGNC. MIMAM.
- PALOMO, J.L., GISBERT, J. & BLANCO, J.C. 2007. Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid. 586 pp.
- POCOCK, M.J.O. & JENNINGS, N. 2008. Testing biotic indicator taxa: the sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 45: 151-160.
- QUINN, G.P. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press. Cambridge. 537 pp.
- SIMONETTI, J.A. 1989. Microhabitat use by small mammals in central Chile. *Oikos*, 59: 309-318.
- SUÁREZ, F., NAVESO, M.A. & DE JUANA, E. 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of pseudosteppes. En D. Pain y M. Pienkowski (eds.), *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implication for bird conservation*, pp. 297-330. Academic Press, U.K.
- TELLERÍA, J.L., ALCÁNTARA, M., DÍAZ, M. & SANTOS, T. 1987. Comparación de dos métodos de captura para los micromamíferos (Insectívora y Rodentia) de campos de cultivo. *Misc. Zool.*, 11: 394-396.

TRABA, J., GARCÍA DE LA MORENA, E.L., MORALES, M.B. & 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.

ZAMORA, J., VERDÚ, J.R. & GALANTE, E. 2007. Species richness in Mediterranean agroecosystems: Spatial and temporal analysis for biodiversity consevation. *Biological conservation*, 134: 113-121.

PÁGINAS WEB

http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/banco_datos/info_disponible/inb_bbdd.htm