



Congreso Nacional del Medio Ambiente
Cumbre del Desarrollo Sostenible

COMUNICACIÓN TÉCNICA

Impacto de la intensificación agraria sobre la biodiversidad. Implicaciones para una gestión agrícola sostenible

Autor: Pablo Tejedo Sanz

Institución: IE Universidad. Facultad de Biología
E-mail: pablo.tejedo@ie.edu

Otros autores: Patricia Mateo-Tomás (Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León); Ángel de Frutos (Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León); Elsa Pouillard (Université des Sciences et Techniques du Languedoc); David Gómez (Facultad de Biología, IE Universidad); Isabel Barja (Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid); María José Sanz (Facultad de Biología, IE Universidad); Francisco J. Purroy (Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León) y Pedro P. Olea (Facultad de Biología, IE Universidad)



RESUMEN:

La intensificación agraria a través del regadío, la mecanización y la aplicación de fertilizantes y pesticidas han incrementado enormemente el rendimiento agrícola en los últimos 40 años, proporcionando en la actualidad alimento a más de 6.000 millones de personas. No obstante, este proceso lleva aparejados una serie de costes ambientales que suponen una importante amenaza para la biodiversidad. A escala mundial, la intensificación agraria es considerada la mayor causa de extinción entre las aves, y existen evidencias que sugieren que existen impactos negativos sobre otros taxones (artrópodos y plantas). Aunque España mantiene uno de los sistemas agrarios menos intensificados de Europa, está previsto que en los próximos años la superficie de regadío aumente en 500.000 hectáreas, de las que 110.000 pertenecen a Castilla y León. El impacto del regadío sobre las poblaciones de plantas y animales ha sido escasamente cuantificado hasta el momento, realizándose bien de forma correlacional (no experimental), bien sin considerar una amplia variedad de taxones simultáneamente en la misma área. Desde finales de 2006, la Junta de Castilla y León y el Ministerio de Educación y Ciencia han financiado una investigación en la comarca de Payuelos, León, destinada a cuantificar el efecto potencial de la transformación agraria de 45.000 hectáreas de suelo agrícola sobre la biodiversidad de la flora y la fauna (insectos, micromamíferos, lagomorfos y aves). Estos grupos serán analizados tanto en el área experimental que está siendo transformada en regadío como en otras tres zonas con diferentes prácticas agrícolas que actuarán como controles; una dedicada al regadío intensivo desde hace más de 20 años y otras dos áreas extensivas de secano con diferentes sistemas de gestión agrícola y distintos grados de protección medio natural. El estudio ha sido diseñado para identificar y determinar la contribución relativa de diferentes factores relacionados con las prácticas agrarias, medidos a escala local (in situ) y de paisaje (por teledetección), que explican los patrones de biodiversidad. El objetivo último es la propuesta de una serie de medidas de gestión agrícola que permitan mitigar los efectos negativos de la intensificación agraria, de forma que este tipo de agricultura sea compatible con un adecuado mantenimiento de la biodiversidad. En la presente comunicación se describe tanto las líneas de investigación desarrolladas en el proyecto como los primeros resultados del estudio.



ABSTRACT:

Agricultural intensification through irrigation, mechanization and use of both Chemicals fertilizers and pesticides has allowed a huge food production in the last 40 years, feeding 6,000 million people on the Earth. However, this process severely threatens biodiversity. Intensification is widely recognized as the greatest cause of bird extinction, and there are also evidences for negative impacts on other taxa (Arthropods and Flora). However, although Spain still supports much low-intensity farming as compared to EU, irrigated area will be increased in the next few years in up to 500 thousand hectares, 110 thousand of which belong to Castilla y León. Impacts of intensification on biodiversity have been little quantified, and to our knowledge, researchers examining intensification on biodiversity have been mainly developed on a correlational basis (non-experimental procedure), and without taking into account various taxa simultaneously in the same area. Since year-end 2006, it is developed in Payuelos region, León a research project funded by Ministerio de Educación y Ciencia and Junta de Castilla y León, to quantify the potential effect of arable intensification of 45,000 hectares on biodiversity for both plants and animals (insects, micromammals, hares and birds). These taxa are analysed in both the experimental irrigation area and in other three farmland areas: one irrigated since 20 years ago and another two ones dedicated to dry cereal extensive cultivation with different farming management and environmental protection levels. The study design allows us to determinate the relative importance of factors related to agriculture Management measured at both local (in situ) and landscape (remote sensing) scales explaining biodiversity patterns. Results will allow us to propose agri-environmental measures to alleviate the potential negative impacts of agriculture intensification permitting the coexistence of viable farming and biodiversity. In this paper we describe both research points of our project and first results

INTRODUCCIÓN

La demanda de alimento necesaria para abastecer el rápido y continuo crecimiento de la población humana, con más de seis mil millones de personas en la actualidad, ha sido posible gracias al desarrollo y expansión de la agricultura (Tilman *et al.* 2002). El incremento de la superficie agrícola es considerado como una de las mayores alteraciones antropogénicas a escala mundial (Matson *et al.* 1997). Entre 1700 y 1980, el área dedicada a la agricultura aumentó en el mundo en un 466% (Matson *et al.* 1997). Aunque en las tres últimas décadas la tasa de conversión de hábitats naturales en terreno agrícola se ha desacelerado o detenido en los países desarrollados, en los países en desarrollo todavía continúa creciendo (Green *et al.* 2005). En el entorno europeo el uso agrícola domina el paisaje, con un 43% de la superficie total de la Europa de los 15 (FAOSTAT 2005, referencia digital). Sin embargo, la demanda actual de alimento sigue creciendo por el aumento permanente de la población y del consumo *per capita*, y se espera que se duplique en el 2050 (Tilman *et al.* 2002; Green *et al.* 2005). Para satisfacer esta mayor demanda, se ha tratado de incrementar la producción (alimento producido por hectárea) de las áreas ya cultivadas a través del regadío, la mecanización y la aplicación de fertilizantes y pesticidas, es decir, mediante la intensificación agraria. Este proceso tuvo su mayor auge en los años 60, al producirse la denominada "Revolución Verde", y en Europa ha sido apoyada por la Política Agrícola Común (PAC). Gracias a la intensificación, el rendimiento de los cultivos por unidad de área ha aumentando en el mundo un 106% entre 1961 y 1999, lo que ha sido propiciado por un aumento del 97% en



el área dedicada a regadío, en el uso de nitrógeno (638%), fosfatos (203%) y pesticidas aplicados (854%) (Green *et al.* 2005).

Muchas especies que antaño vivían en áreas abiertas naturales de los paisajes pre-agrícolas se adaptaron exitosamente al nuevo ecosistema agrario en expansión. Pese a su naturaleza semi-artificial y breve historia evolutiva, este ecosistema antropogénico alberga una importante proporción de la diversidad biológica europea, actualmente bajo amenaza. Por ejemplo, las áreas agrarias europeas representan el hábitat de cría o invernada para 120 especies de aves con estatus de conservación desfavorable, aproximadamente una quinta parte de la avifauna europea (*sensu* Tucker & Heath 1994), lo que representa el mayor número de especies amenazadas soportadas por un hábitat (Krebs *et al.* 1999; Donald *et al.* 2001). Este estado de amenaza es una consecuencia del amplio declive observado en varias poblaciones de aves dependientes de los ambientes agrarios. En Gran Bretaña, se ha estimado que diez millones de aves reproductoras de 10 especies dependientes del agrosistema desaparecieron en sólo dos décadas, entre 1979 y 1999 (Krebs *et al.* 1999). Importantes descensos poblacionales de aves de zonas agrícolas también han sido registrados en otras partes de Europa, incluyendo España (Donald *et al.* 2001). La tendencia observada en este grupo se repite en otros taxones, tales como artrópodos, mamíferos y plantas, los cuales también han sufrido declives similares en áreas agrícolas (Benton *et al.* 2003). Hoy en día existen varias evidencias que sugieren que el cambio en las prácticas agrarias debido a la intensificación es el responsable de esta importante pérdida de biodiversidad en Europa y Norte América (Benton *et al.* 2003). Por ejemplo, el rendimiento de cereal, un indicador directo de la intensificación agraria, es un importante predictor del declive de poblaciones de aves en Europa (Donald *et al.* 2001). Hasta ahora, la mayor parte de la información disponible respecto a la relación existente entre intensificación agrícola y pérdida de biodiversidad es sobre aves, ya que éstas son un excelente indicador de la salud del agroecosistema al estar en lo alto de la cadena trófica y precisar una amplia oferta de alimento y de hábitat. Además, la observación de declives en las poblaciones de aves indica que otros organismos como insectos y plantas podrían estar también disminuyendo (R.S.P.B. 2004, referencia digital).

Comparado con el resto de países europeos, y considerando como indicador el rendimiento de cereal, España mantiene uno de los sistemas agrarios menos intensificados de Europa (Donald *et al.* 2001). Los sistemas agrarios extensivos españoles, donde predomina el cereal de secano, se caracterizan por una rotación de 2 años, donde se forma un mosaico de campos de cereal, barbechos, arados y rastrojos, combinado con un pastoreo moderado y escasa aplicación de fertilizantes y biocidas (Suárez *et al.* 1997; de Miguel y Gómez Sal 2002). En estos ambientes agrarios españoles se encuentran algunas de las mejores poblaciones europeas de aves esteparias, incluyendo especies globalmente amenazadas como la avutarda *Otis tarda* y el cernícalo primilla *Falco naumanni* (Tucker & Heath 1994; Suárez *et al.* 1997). Actualmente, de los 26 millones de hectáreas destinados a la agricultura (52% de la superficie total española), 22,7 millones (87%) son de secano y 3,3 millones (13%) de regadío. No obstante, esta superficie de regadío aumentará en 500 mil hectáreas en los próximos años (Plan Nacional de Regadíos, MAPyA 2005, referencia digital). En Castilla y León se están transformando en regadío en la actualidad 43.555 nuevas hectáreas (24.000 en nuestra área de estudio), a las que habrá que sumar en los próximos años otras 69.808 hectáreas más (21.173 en el área de estudio). La conversión de un sistema agrario extensivo en regadío implica una drástica alteración en el paisaje, debido a la



reducción de los linderos de vegetación, el cambio en los tipos de cultivo y el incremento del uso de fertilizantes y biocidas (Herrero & Snyder 1997). Este drástico cambio afecta a la composición y abundancia de especies, por lo que el regadío ha sido considerado por diversos autores como una de las mayores amenazas para la conservación de aves esteparias (Suárez *et al.* 1997; Brotons *et al.* 2004). Sin embargo, el impacto real del regadío ha sido escasamente cuantificado en poblaciones de aves (Brotons *et al.* 2004; Ursúa *et al.* 2004) y en otros grupos taxonómicos. Además, la mayor parte de los estudios que existen a este respecto han sido desarrollados en los países del Norte y Oeste de Europa, siendo muy escasa la información proveniente de la región mediterránea (Brotons *et al.* 2004; Ursúa *et al.* 2004). Por otro lado, estos estudios no suelen incluir una amplia variedad de taxones diferentes simultáneamente en la misma área, sino que se centran en unas pocas especies con similares demandas tróficas y de hábitat. A esto hay que añadir que se han realizado de forma correlacional y, por lo tanto, no experimental (e.g. Tucker & Heath 1994; Krebs *et al.* 1999; Donald *et al.* 2001; Benton *et al.* 2003; Brotons *et al.* 2004; una excepción sería el estudio del impacto de cultivos transgénicos en Reino Unido de Firbank *et al.* 1999). Estos estudios correlacionales podrían conducir, sin embargo, a conclusiones erróneas. Por ello, recientemente se ha sugerido que deberían fomentarse los estudios experimentales para determinar las consecuencias ambientales derivadas de los diferentes sistemas de gestión del uso agrícola de la tierra (Hails 2002).

Ante esta laguna de conocimiento, se diseñó en 2006 un proyecto destinado a cuantificar en nuestro país el efecto sobre la biodiversidad de un proceso de intensificación agrícola. La transformación en regadío de algo más de 45.000 hectáreas dedicadas hasta ese momento a cereal de secano en extensivo en la comarca de Payuelos, León, era una oportunidad única para desarrollar un estudio experimental a gran escala. En otras zonas agrícolas de esta misma comarca se han observado cambios evidentes en la gestión agrícola derivados de esta transformación en regadío, tales como variación temporal en los laboreos, cambio del tipo de cultivo, eliminación de campos sin cultivar y de barbecho, o aplicación de más cantidad de fertilizantes y pesticidas, lo cual se ha traducido en un cambio radical del paisaje agrario de estas áreas. Este contexto permitía pues comparar de forma cuantitativa la biodiversidad del área transformada, tanto antes como después de la transformación, con otras zonas agrícolas contiguas que no sufrirían cambios en el uso agrario. Por otro lado, la consideración de diferentes grupos taxonómicos, y no sólo de las aves, posibilitaría la obtención de resultados relativos a los principales componentes del ecosistema.

En cuanto a los productores primarios, las plantas, existen diferentes estudios que sugieren que la intensificación agraria reduce el número y diversidad de especies y la densidad de semillas en suelos agrícolas (Robinson & Sutherland 2002). Sin embargo, especies particulares capaces de prosperar en situaciones de alta concentración de nitrógeno han aumentado su número y biomasa (Wilson *et al.* 1999). En un segundo nivel, se consideraron diferentes grupos de entomofauna, concretamente Lepidópteros, Curculiónidos y Ortópteros. Los primeros presentan una gran diversidad de especies agrícolas y son reconocidos como buenos bioindicadores de los cambios producidos en su hábitat (Rainio & Niemelä 2003), mientras que los Curculiónidos y Ortópteros (Acrididae) constituyen una importante fuente alimenticia para especies de aves de hábitat agrícola declaradas en declive (Wilson *et al.* 1999). Entre los micromamíferos se seleccionó a los topillos y ratones como especies a estudiar debido a su estrecha relación con los hábitats agrícolas (Robinson & Sutherland 2002). Otra especie que se incorporó a



la investigación, principalmente por su vinculación con este tipo de ecosistemas y a su interés cinético, fue la liebre *Lepus europaeus*. El último componente de la biodiversidad que se incluyó en el estudio fueron las aves, debido a su papel como especies indicadoras de la salud global del agroecosistema.

La hipótesis de trabajo inicial es que la conversión a regadío proyectada en el área de estudio modificará la composición del paisaje y las prácticas agrarias a diferentes escalas, afectando globalmente de forma negativa a la biodiversidad agrícola, entendida como la riqueza y abundancia de especies no cultivadas asociadas con el hábitat agrícola. Este punto de partida se fundamenta en los trabajos de diferentes autores que han observado una reducción de la heterogeneidad de hábitat tras el desarrollo de procesos de intensificación agrícola (Benton *et al.* 2003; Tscharntke *et al.* 2005). Este proceso de pérdida de disponibilidad de hábitat es la principal consecuencia de la intensificación que afecta a la biodiversidad (Weibull *et al.* 2000; Benton *et al.* 2003), por encima de la reducción de efectivos poblacionales de ciertos taxones como consecuencia del incremento del uso de pesticidas y fertilizantes (Wilson *et al.* 1999; Robinson & Sutherland 2002).

Bajo este contexto, se establecieron para el proyecto los siguientes objetivos específicos:

- 1) Describir y comparar el patrón de biodiversidad en plantas, invertebrados y vertebrados asociado a cada tipo de uso agrícola en las cuatro áreas de estudio.
- 2) Determinar la contribución relativa de los diferentes parámetros relacionados con las prácticas de gestión agrícola (cantidad de fertilizantes y pesticidas, tipo de cultivo, tamaño de parcela, etc.) y otras variables ambientales, medidas a escala local y de paisaje, en la biodiversidad.
- 3) Cuantificar el efecto de la intensificación agraria, entendida principalmente como transformación en regadío, sobre la biodiversidad (número y diversidad de especies) de aves, mamíferos, artrópodos y plantas en el área experimental, comparando el antes y el después del proceso en las cuatro áreas de estudio.
- 4) Proponer medidas de gestión agrícola a diferentes escalas en el área experimental para mitigar los potenciales efectos de la intensificación agraria y permitir el desarrollo agrícola y el mantenimiento de la biodiversidad, lo cual constituye uno de los grandes desafíos para la ciencia en este siglo (Matson *et al.* 1997).

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio está situada al Sureste de la provincia de León a 800 m.s.n.m., entre las localidades de Valencia de Don Juan, Grajal de Campos, Cea y Vega de Infanzones. Bioclimáticamente pertenece al piso supramediterráneo de la región biogeográfica Mediterránea (Penas *et al.* 1995). El área abarca una extensión aproximada de 1500 km² y ha sido dividida en cuatro subáreas contiguas (una experimental y tres controles) diferenciadas según el manejo agrícola. La primera es un área con sistema de producción intensiva de regadío (*Control 1*). Abarca una extensión aproximada de 34.000 ha y en ella se cultiva de forma intensiva desde hace más de 20 años. El tipo de cultivo predominante es el maíz. En menor medida existen pastos de regadío, trigo regado, huertas y alfalfa de regadío. La segunda zona cuneta con un sistema de producción extensiva de secano (*Control 2*). Ocupa una superficie aproximada de 30.000 ha y en ella predominan los

cultivos de cereal de secano, en régimen de año y vez, y en menor medida existen otros tipos de cultivo (regadíos, viñedos, girasoles, leguminosas y alfalfa). Las formaciones arbóreas se componen principalmente de choperas de repoblación, y pequeñas manchas de encinar y quejigo. Es el área más similar al área experimental.

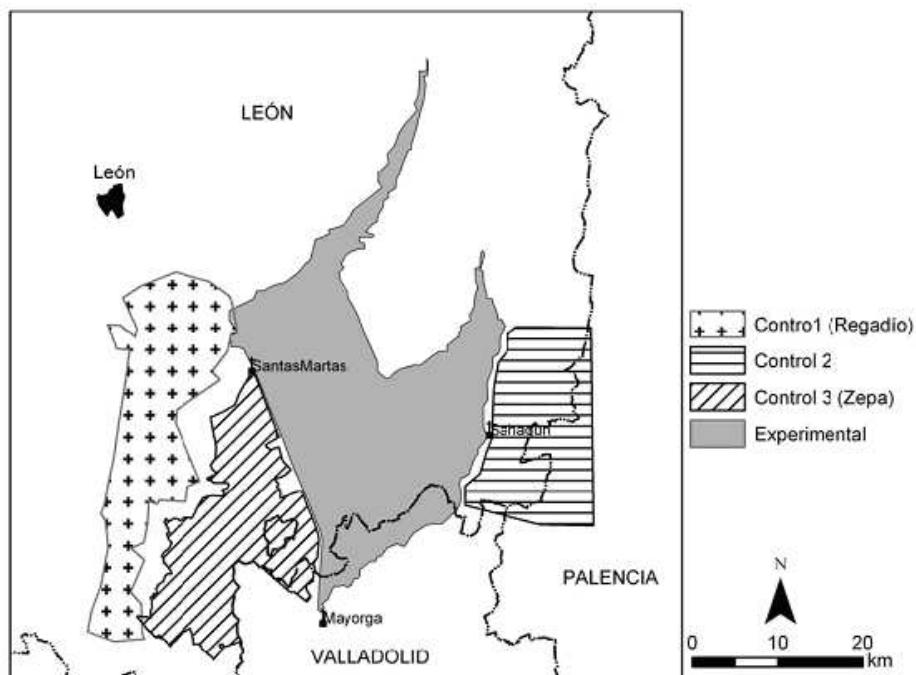


Figura 1.- Mapa que muestra el área de estudio en la provincia de León con las 4 subáreas agrícolas diferenciadas reflejando el tratamiento del estudio. El área experimental (en gris) está proyectada para convertirse en regadío próximamente.

La tercera zona presenta un sistema de producción extensivo de secano y está sometida a condiciones específicas para conservación medioambiental (ZEPA Oteros-Campo) (*Control 3*). Está incluida en las comarcas de Tierra de Campos y Los Oteros, abarcando una extensión de algo más de 30.000 ha. La composición del paisaje es similar a la zona anterior. Mantiene poblaciones importantes de aguilucho cenizo *Circus pygargus*, cernícalo primilla *Falco naumanni* y avutarda *Otis tarda*. Fue declarada ZEPA (Zona de Especial Protección para la Aves) en el año 2000. La última zona de estudio es el área experimental que va a ser sometida a un proceso de intensificación agraria (conversión a regadío). Es una zona que hasta 2007 estuvo dedicada a la agricultura de secano extensiva, predominando los cultivos de cereales de secano y los barbechos (74% del área, Olea *et al.* 2004). El área fue declarada recientemente como regable y denominada como *Subzona regable de Payuelos* dentro del Plan Nacional de Regadíos y del Plan Hidrológico Nacional, con una superficie total asignada de 66.575 ha. Ambos Planes contemplan la aprobación de la transformación de 45.173 ha (MAPYA 2005, referencia digital) de dicha zona en cultivos de regadíos (24.000 ha. antes de 2008 y 21.173 ha quedan pendientes después de esta fecha). Se han reservado sendas partidas presupuestarias para la construcción de las arterias principales del ya existente Canal Alto de Payuelos y la construcción del Canal Bajo de Payuelos. Esta área mantiene actualmente importantes poblaciones de especies esteparias globalmente amenazadas como la avutarda (durante todo el año) y cernícalo primilla (especialmente durante el periodo post-reproductor, Olea *et al.* 2004; de Frutos *et al.* 2007).



Figura 2.- Paisajes representativos de la zona de estudio. De arriba abajo y de izquierda a derecha: zona de regadío (*Control 1*), zona experimental, zona tradicional (*Control 2*) y zona de especial protección para las aves (ZEPA, *Control 3*). Fotografías: P. P. Olea y E. Pouillard.

METODOLOGÍA

Análisis de la gestión agrícola y de los indicadores de intensificación agraria

La gestión agrícola de las parcelas situadas en la zona de estudio (Figura 4) fue analizada mediante una encuesta realizada a 44 agricultores con fincas en dichas parcelas. El objetivo era comparar los sistemas productivos de las cuatro zonas consideradas de forma que pudieran identificarse indicadores de la intensificación agrícola propios de esta comarca. De esta forma es posible predecir las transformaciones que sufrirá la zona experimental y correlacionar las prácticas agrícolas con los cambios en la biodiversidad. De forma complementaria, se recogió la opinión de los agricultores sobre las medidas de protección del medio ambiente de la PAC. Los resultados obtenidos fueron interpretados considerando diversas variables relativas a los cultivos (tipo, superficie, disposición espacial), los linderos (tipo y gestión) y al uso de fertilizantes y herbicidas. La muestra estudiada representaba un 1,08% del total de la población estimada de agricultores, lo cual es suficiente para la realización de inferencias y análisis estadísticos. Los 44 agricultores pertenecían a 13 ayuntamientos de 24 pueblos de las comarcas agrarias de Eslas Campos y Sahagún, con explotación y domicilio permanente

en la provincia, la agricultura como principal actividad económica y una explotación susceptible de recibir ayudas de la PAC. La encuesta fue realizada entre el 1 de abril y el 15 de mayo de 2007, es decir, un año después de la entrada en vigor de la reforma del 2003 de la PAC. La concentración parcelaria en la zona experimental se realizó en mayo de 2006, y el regadío en esta zona era todavía precario: las canalizaciones principales estaban terminadas, pero no así las secundarias.

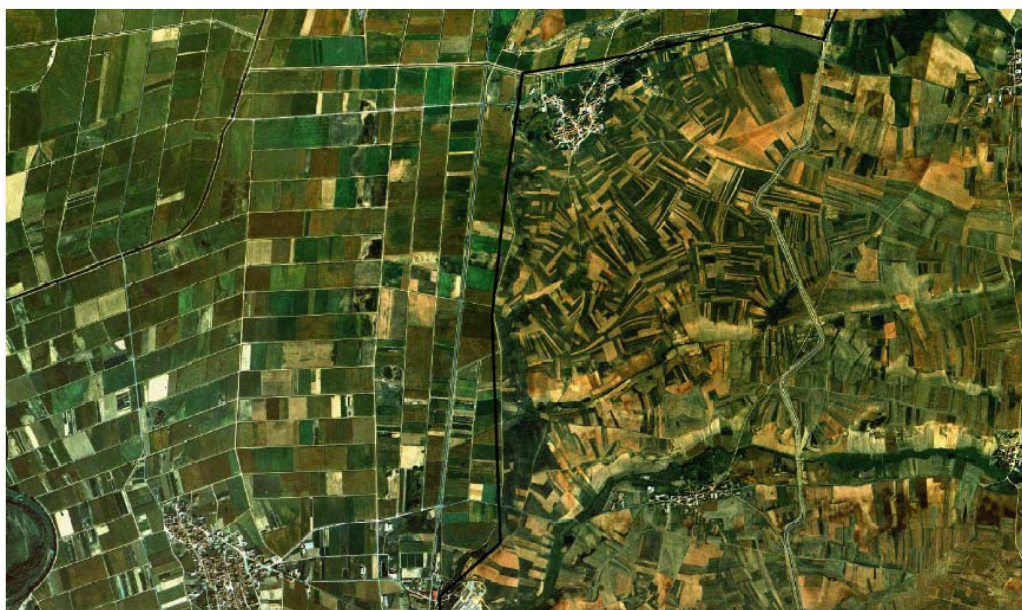


Figura 3.- Imagen satélite de la zona de regadío (izquierda) y la ZEPA (derecha).
Fuente: Sistema de Información Territorial, Junta de Castilla y León.

Estimación de la riqueza florística

Para el muestreo de este grupo se seleccionaron una serie de cultivos representativos de cada una de las zonas del área de estudio dentro de las cuadrículas de 4 km². En cada cultivo se determinó un transecto de 75m situado a 1m del borde anotándose las especies presentes. No se tomaron datos de cobertura lineal debido a que la extensión del área de estudio hace que el esfuerzo de muestreo sea excesivo. Para poder aplicar índices de diversidad, se estimó la abundancia relativa de cada especie en base a las veces en las que aparecía en relación al número total de transectos muestreados en el área de estudio y en cada una de las cuatro subáreas establecidas. La riqueza florística real se estima mediante el software informático ESTIMATE aplicando el método *bootstrap*.

Estudio del efecto de los diferentes manejos agrarios en la riqueza y abundancia de la ornitofauna agrícola

Se establecieron dos grupos de avifauna en función de su tamaño, los cuales fueron muestreados con diferentes técnicas. El primero estaba compuesto por las paseriformes y otras aves de pequeño tamaño (<20 cm), utilizando para su detección recorridos a pie paralelos de 500 m en las diferentes cuadrículas establecidas. La época del año escogida para el estudio fue entre mediados de abril y finales de mayo, coincidiendo con el periodo reproductor, y se anotaban el número, la especie y la localización exacta de las aves vistas u oídas. El segundo grupo incluía las rapaces y otras aves de tamaño medio-grande (avutardas, sisones...). En este caso, se diseñaron 25 recorridos de 10 km de largo distribuidos en las cuatro subáreas consideradas en el estudio. Estos itinerarios

fueron realizados en coche a baja velocidad (aprox. 20-30 km/h) durante dos periodos: la época de reproducción (entre mediados de abril y finales de mayo) y en el invernol (diciembre-enero). Los datos anotados fueron los mismos que en el grupo anterior, estimándose la riqueza y abundancia ornítica a través del índice kilométrico de abundancia (IKA; nº de aves o especies por cada kilómetro recorrido).

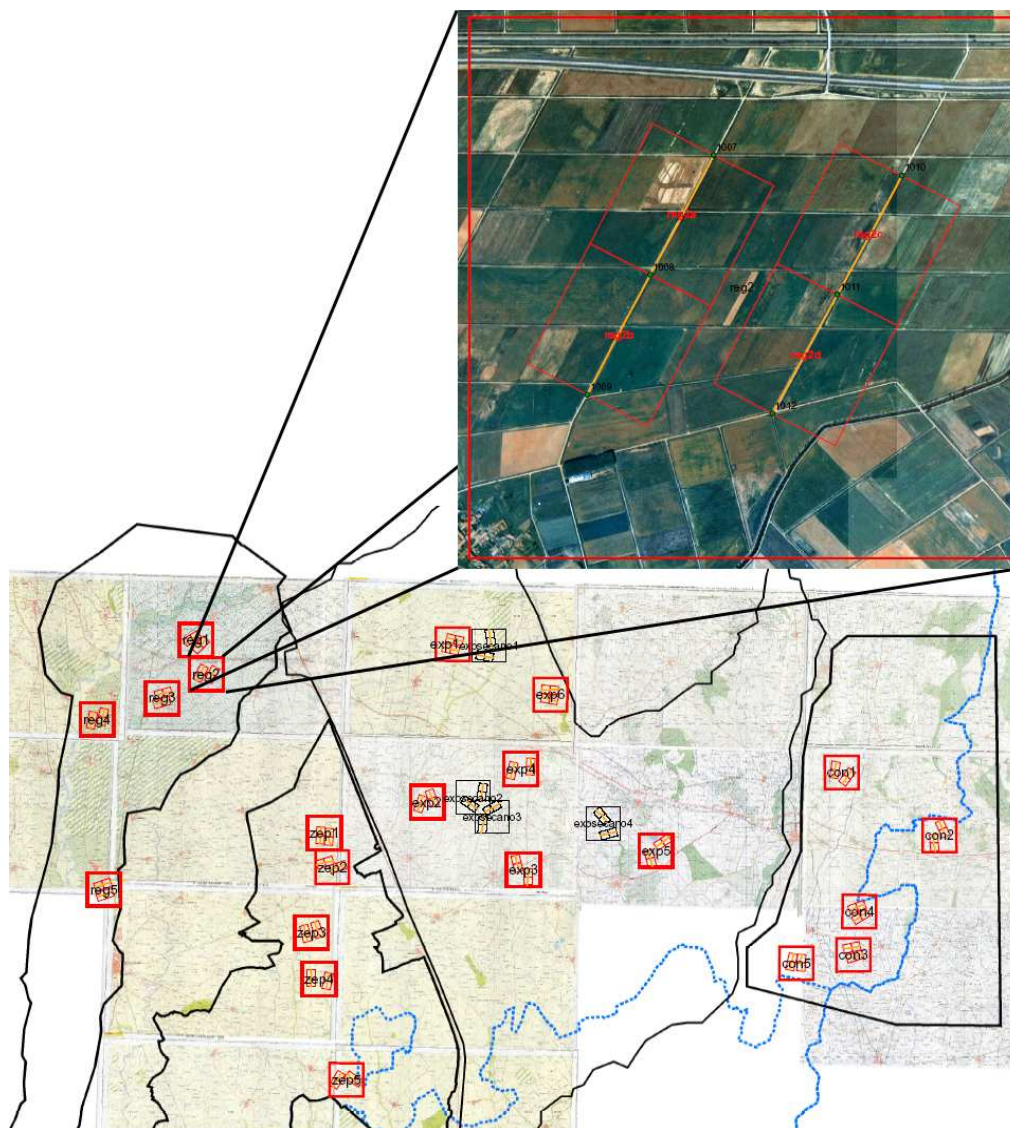


Figura 4.- Situación de las 25 parcelas utilizadas para el muestreo. En cada parcela se han definido dos cuadrículas de 4 km² en las que se realiza la prospección de la biodiversidad de las comunidades de flora y fauna presentes.

Valoración del efecto de los diferentes manejos agrarios en la riqueza y abundancia de la entomofauna

Los artrópodos han sido muestreados en las cuadrículas establecidas en las 4 zonas del área de estudio. Para los Lepidópteros se ha empleado el mismo método usado para las aves con un tamaño inferior a 20cm, completando un recorrido total de más de 50km en transectos de muestreo durante los meses de junio y julio. La mayor parte de los ejemplares (95%) fueron identificados *de visu*; el resto fue capturado para su

identificación en el laboratorio. Los otros grupos (curculiónidos, ortópteros, hemípteros, arácnidos y coleópteros) han sido prospectados utilizando una manga entomológica en cultivos y linderos. Se realizaron 400 transectos de 25m con manga (50 mangueros/transecto) en 120 cultivos en los mismos meses en los que se muestrearon las mariposas diurnas.

Cuantificación de la abundancia de micromamíferos

Se seleccionaron 3 cultivos representativos de cada una de las cuadrículas de las zonas Experimental, Control 1 (Regadío) y Control 3 (ZEPA). En cada cultivo se instalaron un total de 14 trampas Sherman distribuidas en dos líneas paralelas, una en el lindero del cultivo y otra 4m hacia el interior del mismo, dejando 10m de separación entre las trampas de una misma fila. Las trampas se mantuvieron durante dos días consecutivos, revisándose cada 12 horas, tanto en verano como en invierno.



Figura 5.- Trampa tipo Sherman para micromamíferos instalada en un maizal. En el cuadro superior puede observarse un ejemplar de comadreja (*Mustela nivalis*) capturado en la zona. Fotografías: P. P. Olea.



Cuantificación de la abundancia de liebres:

Para estos censos se diseñaron 5 recorridos lineales de 10 km de largo en cada una de las 4 subáreas. Los recorridos se recorrieron en vehículo a baja velocidad (aprox. 10-20 km/h) durante la noche en primavera (marzo) y verano (septiembre). La prospección se realizó a ambos lados del camino recorrido con la ayuda de focos de largo alcance. Se anotó el número y la localización exacta (mediante GPS) de las liebres vistas desde el coche, así como de otras especies nocturnas tanto de aves como de mamíferos, obteniendo de nuevo el índice kilométrico de abundancia. La densidad de liebres real se estima mediante el software informático DISTANCE.

Análisis del hábitat mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) y teledetección. Tratamiento de datos

Toda la información relativa a la gestión agrícola y el muestreo de biodiversidad se está volcando en un SIG para facilitar su posterior análisis y la generación de modelos que expliquen los cambios en los patrones de biodiversidad a diferentes escalas (paisajística y local). Para la generación de la cartografía digital se han utilizado los mapas de usos generales de suelo con una resolución de 100m (*Landsat-CORINE Land Cover*), la cartografía vectorial de los mapas forestales 1:50.000, las imágenes satelitales de los sensores remotos con resolución muy alta (*Landsat 7*) y las fotos aéreas georeferenciadas 1:10.000 de cada año de muestreo. Cada parcela agrícola ha sido digitalizada, creando una base de datos georeferenciada en la que se incluyen diferentes aspectos relativos al tipo de cultivo, producción estimada, herbicidas y fertilizantes utilizados, etc. Para comparar la abundancia, riqueza y diversidad de especies de animales y plantas entre las 4 zonas de estudio, se están aplicando modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Para analizar los factores que significativamente influyen en la abundancia (n° de individuos), número y diversidad de especies, se emplean técnicas estadísticas de análisis multivariante (GLMM, mínimos cuadrados generalizados y partición jerárquica), teniendo en cuenta la localización espacial de las observaciones, es decir, aplicando la autocorrelación espacial. Los paquetes estadísticos utilizados son el SPSS 13, S-PLUS-7 y R. Los programas empleados para analizar la información cartográfica (SIG) son ARCGIS v8.0, IDRISI (Kilimanjaro) v14.02 y OZIEXPLORER.

ESTADO ACTUAL DEL PROYECTO

Hasta el momento, el esfuerzo del equipo de investigación se ha centrado en la elaboración de la base de datos georeferenciada para la toma de datos, el desarrollo de dos campañas de muestreo, así como la adquisición de cartografía digital e imágenes de satélite para su posterior análisis. No obstante, estos trabajos han permitido identificar una primera serie de indicadores propios de las comarcas agrarias de Eslas Campos y Sahagún a través de los cuales diferenciar claramente la gestión agrícola en las explotaciones tradicionales extensivas respecto a las parcelas en las que se ha desarrollado una agricultura intensiva (Tabla 1). También se han ido obteniendo datos agregados para los diferentes taxones considerados en el proyecto, siendo el estudio de la riqueza florística el que se encuentra más avanzado. Entre otros trabajos, se ha elaborado un catálogo de las especies presentes (29 familias, 86 géneros, 107 especies, sin contar las briofitas), se ha comparado la riqueza media por cultivo y zona, y se ha obtenido la diversidad alfa, beta y gamma tanto por cultivo como por subárea. Estos datos señalan que la cebada es el cultivo con mayor riqueza media (13,8 especies por parcela cultivada analizada), mientras que el maíz es el que presenta un dato menor (3,96 especies). En cuanto a las subáreas consideradas, el área de *Control 2*, con una

agricultura de secano extensiva, es la que presenta una mayor riqueza, siendo la zona de regadío la menos rica (5,8 especies). En estos momentos se está trabajando para identificar las especies de insectos en el laboratorio, una tarea altamente laboriosa y compleja que requiere la participación de varios expertos de grupos taxonómicos particulares. Igualmente, se están analizando los datos para otros grupos taxonómicos como los micromamíferos (Figura 7) o las liebres, en las que sorprendió detectar una mayor abundancia en la subárea de regadío (0,54 liebres/km) que en las dedicadas en estos momentos a secano (0,36-0,44 liebres/km).

Tabla 1. Indicadores de intensificación agraria. Se señala el valor promedio y el intervalo de confianza. Fuente: Pouillard 2007.

Indicador	Agricultura intensiva	Agricultura extensiva	
Tamaño de la explotación, TE (ha)	70 ± 39,13	205 ± 76,39	
Rendimiento del trigo (kg/ha)	7.200 ± 718,56	2.796 ± 163,5	
Fertilizantes (kg/ha)	Abono complejo	616,7 ± 191,18	246,43 ± 16,35
	Nitrógeno	600 ± 0	205,71 ± 32,62
Toxicidad de los herbicidas	Importante	Baja	
Tipos de cultivos pro agricultor	2,3 ± 0,48	4,1 ± 0,82	
Rotación	Ciclo 2 cultivos predominando el maíz	Ciclo 2-3 cultivos con un año de barbecho	
Superficie de barbecho (%TE)	11,25 ± 6,53	22,7 ± 0,82	
Presencia de tierras abandonadas	No	Sí	

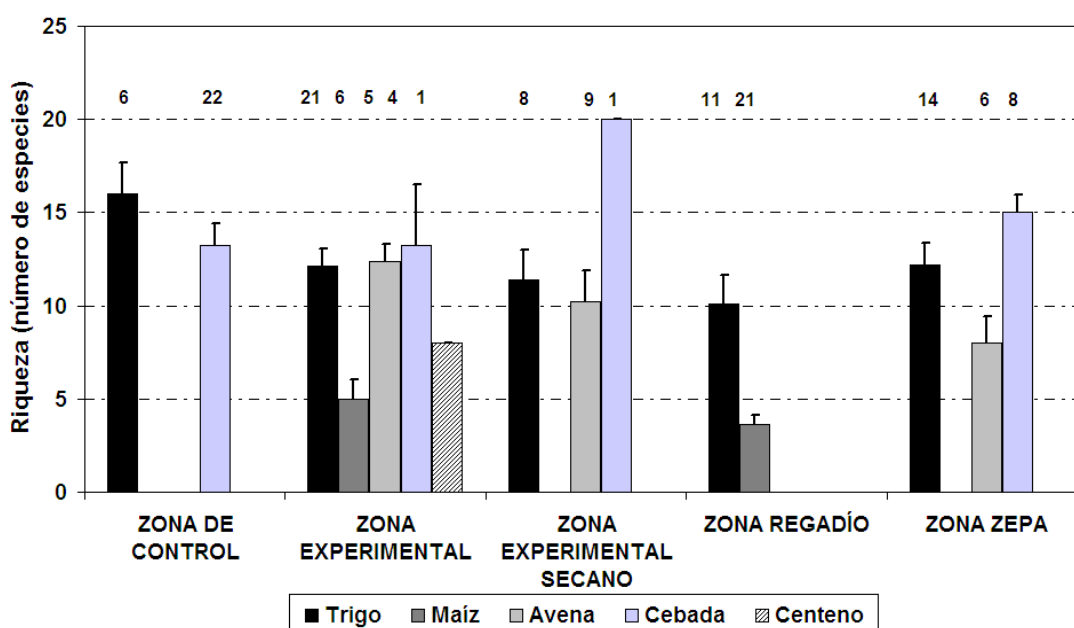


Figura 6.- Riqueza media por cultivo y zona en el área estudiada. Para la creación de la figura se han considerado dos zonas diferentes dentro de la subárea experimental. Se indica el número de cultivos en cada caso y el error típico de la media.

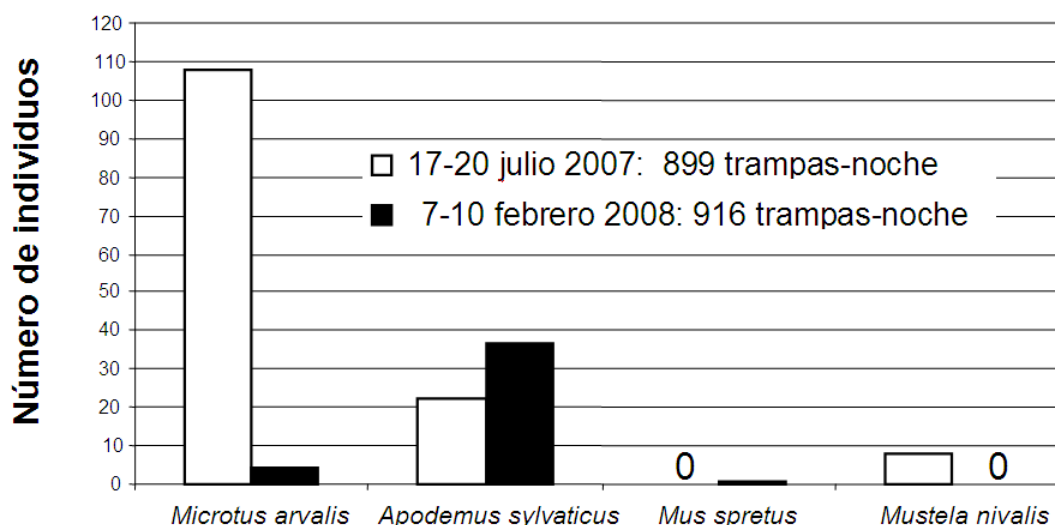


Figura 7.- Abundancia de especies capturadas en León mediante trampas Sherman en dos periodos (julio de 2007 y febrero de 2008). Se indica además el número de trampa-noches. Hay que señalar que durante el verano de 2007 se produjo una “plaga” de *Microtus arvalis*.

Otros resultados se basan hasta el momento en observaciones no contrastadas por los datos cuantitativos que esperamos confirmar mediante los análisis estadísticos. Por ejemplo, se ha advertido una disminución en la heterogeneidad espacial y temporal en todas las subáreas estudiadas, sobre todo debido a los cambios en los patrones de cultivos inducidos por el reciente aumento de la demanda de ciertos cultivos como el maíz o el trigo. Uno de los cultivos más afectados por este proceso son las leguminosas, cuya superficie cultivada se reduce cada año debido a la transformación en regadío. Se espera que esto tenga consecuencias directas para algunas especies como la avutarda, la cual utiliza estas zonas como área de alimentación.

CONCLUSIÓN

Se espera que los resultados del estudio permitan contribuir a la conservación de la biodiversidad europea asociada a los agroecosistemas, de forma que se minimicen los impactos ambientales derivados del proceso de intensificación agraria. Pocos estudios han analizado hasta el momento la eficacia de actuaciones agroambientales promovidas por la PAC para conservar la biodiversidad agrícola, así como los efectos del proceso sobre la biodiversidad de un territorio en su conjunto, por lo que este proyecto posee un enorme potencial de futuro y se espera que contribuya a desarrollar medidas agroambientales eficaces para mitigar los efectos de la intensificación, que permitan compatibilizar una agricultura viable con el mantenimiento de la biodiversidad en un contexto europeo de desarrollo rural sostenible, y con importantes desafíos emergentes como el cambio climático, uso de cultivos transgénicos y cambios en la política agraria.



AGRADECIMIENTOS:

La Junta de Castilla y León (Proyecto SEK02B06), el Ministerio de Educación y Ciencia (Proyecto CGL2006-05047/BOS) y los Fondos FEDER han financiado este estudio.

REFERENCIAS:

- Benton, T.G., Vickery, J.A., & Wilson, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18, pp. 182-188.
- Brotons, L., Manosa, S., & Estrada, J. (2004). Modelling the effects of irrigation schemes on the distribution of steppe birds in Mediterranean farmland. *Biodiversity and Conservation* 13, pp. 1039-1058.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. & Shrubbs, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37, pp. 771-788.
- de Frutos, A., Olea, P.P. & Vera, R. (2007). Analyzing and modelling spatial distribution of summering lesser kestrel: The role of spatial autocorrelation. *Ecological Modelling* 200, pp. 33-44.
- de Miguel, J.M. & Gómez Sal, A. (2002). Diversidad y funcionalidad de los paisajes agrarios tradicionales. En: Pineda F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A. & Montalvo, J (coordinadores-editores). *La Diversidad Biológica de España*. Pearson Educación, S.A. Madrid. pp. 273-284.
- Donald, P.F., Green, R. E., & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268, pp. 2529.
- FAO/STAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2005). www.fao.org.
- Firbank, L.G., Dewar, A.M., Hill, M.O., May, M.J., Perry, J.N., Rothery, P., Squire, G.R. & Woiwod, I.P. (1999). Farm-scale evaluation of GM crops explained. *Nature* 399, pp. 727-728.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W. & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, pp. 550-555.
- Hails, R.S. (2002). Assessing the risks associated with new agricultural practices. *Nature* 418, pp. 685-688.
- Herrero, J. & Snyder, R.L. (1997). Aridity and irrigation in Aragon, Spain. *Journal of Arid Environments* 35, pp. 535-547.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, pp. 723-725.
- Krebs, C.J. (1994). *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. HarperCollins College Publishers, London.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., & Siriwardena, G.M. (1999). The second silent spring? *Nature* 400, pp. 611-612.
- MAPyA. (2005). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. www.mapya.es.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. & Swift, M.J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, pp. 504-509.
- Olea, P.P., Vera, R., de Frutos, A. & Robles, H. (2004). Premigratory communal roosts of the Lesser Kestrel in the boreal summer. *Journal of Raptor Research* 38(3), pp. 278-282.



- Penas, A., García, M.E. & Herrero, L. (1995). *Series de vegetación. Atlas del medio natural de la provincial de León*. Instituto Tecnológico Geominero de España y Diputación de León, León.
- Pouillard, E. (2007). Indicadores de la intensificación agrícola en las pseudo-estepas cerealistas del norte de España. Memoria de Master. Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Université de Montpellier II. Master de Sciences et Technologies.
- R.S.P.B. (2004). Royal Society for Protection of Birds. *Balancing the costs: wildlife and the modern agriculture*. www.BirdLife.org.
- Rainio, J. & Niemelä, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12, pp. 487-506.
- Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39, pp. 157-176.
- Suárez, F., Naveso, M.A. & de Juana, E. (1997). Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. In: Pain, D. & Pienkowski, M.W. (Eds.). *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, London, pp. 297-330.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, pp. 671-677.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, pp. 857-874.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series 3, Cambridge.
- Ursua, E., Serrano, D. & Tella, J. L. (2005). Does land irrigation actually reduce foraging habitat for breeding lesser kestrels? The role of crop types. *Biological Conservation* 122, pp. 643-648.
- Weibull, A.C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. (2000). Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, pp. 743-750.
- Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C. & Bradbury, R.B. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems & Environment* 75, pp. 13-30.