

**“EFECTOS DE LA INTRODUCCIÓN DE ISLOTES
DE VEGETACIÓN LEÑOSA EN MARES
AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS SOBRE LA
DIVERSIDAD DE AVES”**



Irene Razola Pujades

Trabajo de Fin de Máster

Tutor académico del Máster: José M. Rey Benayas

Directores de Investigación:

José M. Rey Benayas (Universidad de Alcalá de Henares) y Luis M.
Carrascal de la Puente (Museo Nacional de Ciencias Naturales)

Máster Oficial en Restauración de Ecosistemas
(Univ. de Alcalá., Univ. Complutense de Madrid, Univ. Politécnica de
Madrid y Univ. Rey Juan Carlos)

Programa Oficial de Postgrado en Ecología (Universidad de Alcalá)

Proyecto de Fin de Máster
Máster Oficial en Restauración de Ecosistemas

**“Efectos de la introducción de islotes de
vegetación leñosa en mares agrícolas
mediterráneos sobre la diversidad de aves”**

VºBº José M. Rey Benayas

En Alcalá de Henares, a 8 de febrero de 2008

ÍNDICE

1	PRESENTACIÓN.....	5
2	RESUMEN.....	6
3	INTRODUCCIÓN.....	8
3.1	Marco conceptual del problema.....	8
3.2	El conflicto entre agricultura y conservación.....	10
	- <i>Avance de la frontera agropecuaria e intensificación: Deforestación y degradación de los sistemas agrarios.....</i>	<i>10</i>
	- <i>Abandono y degradación de los sistemas agrarios. Revegetación natural y reforestación.....</i>	<i>11</i>
	- <i>La paradoja de la agricultura y la conservación.....</i>	<i>13</i>
3.3	Respuesta de las aves a la forestación de tierras agrícolas.....	14
3.4	El modelo de reforestación de “Islotes en Mares Agrícolas” ..	18
3.5	Estudio piloto de los efectos del modelo de islotes sobre la avifauna: preguntas, objetivos e hipótesis.....	20
4	MATERIAL Y MÉTODOS.....	24
4.1	Área de estudio	24
	- <i>Zona en la que se ubica el estudio.....</i>	<i>24</i>
	- <i>El experimentote forestación de campos abandonados mediante islotes de vegetación en La Higuera.....</i>	<i>26</i>
	- <i>El campo abandonado de contraste</i>	<i>28</i>
4.2	Caracterización de la comunidad de aves.....	29
4.3	Caracterización de la vegetación de los islotes	30
4.4	Análisis de los datos.....	30
	- <i>Influencia de la repoblación sobre las comunidades de aves.....</i>	<i>30</i>
	- <i>Utilización diferencial de los islotes de vegetación por las aves.....</i>	<i>33</i>
5	RESULTADOS.....	35
5.1	Influencia de la repoblación sobre las comunidades de aves ..	35
	- <i>Patrones generales de riqueza y abundancia de aves.....</i>	<i>35</i>

-	<i>Patrones específicos de abundancia</i>	39
5.2	Patrones de utilización de los islotes de vegetación por las aves.	40
6	DISCUSIÓN.....	41
6.1	Diferencias estacionales en los efectos de la repoblación sobre la comunidad de aves.....	41
6.2	Implicaciones del diseño para la conservación de las aves.....	41
6.3	Limitaciones del estudio.....	48
6.4	Otras consideraciones	49
7	CONCLUSIONES.....	52
8	AGRADECIMIENTOS.....	54
9	BIBLIOGRAFÍA.....	55
10	APÉNDICE.....	61

1 PRESENTACIÓN

El Trabajo de Fin de Máster se plantea dentro del marco conceptual del proyecto de tesis doctoral que la alumna realiza en el Departamento de Ecología de la Universidad de Alcalá de Henares (título: “Efectos de la restauración activa y la restauración pasiva de campos abandonados sobre la avifauna de ambientes mediterráneos”). Se trata del estudio de un caso particular, motivado por la reciente publicación del artículo “Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation and agricultural land use” (Rey Benayas *et al.* 2008) en el que se presenta una propuesta alternativa de restauración de la vegetación leñosa en tierras agrícolas: el modelo de “Islotes en Mares Agrícolas”.

Se trata de un estudio piloto, llevado a cabo en una plantación experimental al norte de la provincia de Toledo que busca encontrar unos primeros resultados sobre la respuesta de las aves a este modelo de revegetación para valorar la oportunidad de realizar nuevos estudios experimentales en plantaciones similares.

El estudio se acompaña de una introducción conceptual en la que se expone la problemática que genera la necesidad de restauración de los medios agrícolas, principalmente desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad y, en particular, de la diversidad de aves, revisándose los trabajos realizados en este ámbito.

El enfoque de la restauración ecológica buscado con este trabajo se encuadra dentro de la conservación de la diversidad animal a través de la restauración de sus hábitats. Pretende asimismo realizar una aproximación a la valoración de los sistemas agrarios tradicionales y al mundo rural como pieza clave en la conservación de la biodiversidad en un mundo cada vez más urbanizado y profundizar en los grandes procesos de cambio que experimentan hoy en día.

2 RESUMEN

La frontera agropecuaria avanza en la mayor parte del mundo. También se intensifica la superficie agrícola utilizada. Por el contrario, en otros lugares se han abandonado amplias áreas de cultivos y pastizales durante los últimos años, produciéndose en ellos una restauración pasiva de la vegetación leñosa. Paradójicamente, a ambos fenómenos se les atribuyen efectos perjudiciales en la biodiversidad. Así, muchas especies de aves dependen de los sistemas agrarios extensivos tradicionales y multifuncionales. Para ellas, la reforestación extensiva de los campos agrícolas abandonados es una amenaza. ¿Es posible conciliar la restauración de la vegetación y la persistencia de las poblaciones de aves características de espacios abiertos? ¿Puede ser la reforestación de tierras agrícolas una oportunidad para otras especies de aves características de hábitats forestales que enriquezcan la diversidad regional?

Este trabajo evalúa, para un caso de estudio en Toledo, los efectos en la avifauna de un modelo alternativo a la forestación extensiva de tierras agrícolas denominado “Islotes en Mares Agrícolas” (Rey Benayas *et al.*, 2008), y contrasta los resultados con los obtenidos en un campo agrícola vecino abandonado y sujeto a restauración pasiva. Este modelo consiste en la plantación de núcleos pequeños de vegetación leñosa dispersos en el territorio agrícola.

Se compararon la riqueza y abundancia de aves y la abundancia de las distintas especies entre el modelo de islotes y el campo abandonado en invierno y primavera. También se analizó la correlación entre las características de la vegetación de los islotes, y la asociación de dichas variables con algunas características de diseño de la revegetación.

El modelo de islotes presentó en invierno una mayor riqueza acumulada de especies que el campo abandonado y una mayor probabilidad de encontrar nuevas especies al aumentar el esfuerzo de muestreo. Esta tendencia se revierte en primavera. La riqueza acumulada de especies fue mayor en ambos sitios en invierno que en primavera. Estos resultados contrastan con los obtenidos para la riqueza media por unidad de muestreo, ya que el modelo de islotes presentó una menor diversidad de aves en ambas estaciones que el campo abandonado (diferencias sólo son significativas en primavera). Los

patrones de abundancia media de aves son similares a los de la riqueza media ($r > 0,8$ para cada sitio y estación).

En el campo abandonado se encontró mayor abundancia de especies propias de espacios abiertos. Los islotes de vegetación leñosa favorecieron la invernada del mosquitero común (*Phylloscopus collybita*), una especie forestal muy abundante en esta época. En primavera no existen efectos favorecedores sobre la única especie forestal estricta (el herrerillo común, *Parus caeruleus*), aunque otras especies sí utilizaron activamente el hábitat generado por los islotes de vegetación (p.e. la urraca, *Pica pica*).

La abundancia y la riqueza media de especies son mayores en los islotes más externos que en los más internos durante el invierno. No hay, sin embargo, correlaciones significativas entre la riqueza y la abundancia de aves y las características de volumen y altura de la vegetación.

Se plantea la hipótesis de que en invierno, la menor ligazón al hábitat de cría produce un mayor número de transeúntes que son recogidos en mayor medida en los muestreos del campo con islotes debido a la heterogeneidad que éstos introducen. Esto es coherente con la mayor riqueza de aves encontrada en los islotes más externos, que constituyen el primer punto de encuentro con la reforestación para estos individuos transeúntes. Los islotes pueden jugar un papel importante en la conectividad de los hábitats forestales en estos sistemas, especialmente durante la invernada de algunas especies, y su disposición espacial puede ser diseñada para mejorarla. Sin embargo, la menor riqueza media encontrada en el campo con islotes con respecto al campo abandonado en primavera significa una menor calidad de la reforestación como hábitat de cría.

A nivel local, la introducción de masas arboladas de estas características excluye a especies de ambientes abiertos, favoreciendo parcialmente la entrada de otras especies más forestales. A escala regional, la introducción de estos islotes, adecuadamente diseñados, podría aumentar la diversidad de aves, al permitir que coexistan especies forestales con otras propias de espacios abiertos.

3 INTRODUCCIÓN

3.1 Marco conceptual del problema

Una de las principales metas de la Ecología consiste en entender los factores que controlan la distribución de las especies y su respuesta ante los cambios ambientales (Clements, 1949). Quizás ninguna época de la historia ha contemplado cambios ambientales tan grandes y acelerados como la actual, inmersa en el contexto del Cambio Global. En general, las especies se adaptan a los cambios ambientales con ritmos mucho más lentos. Así, muchas de ellas no han sido capaces de ajustar sus requerimientos a la velocidad que imponen los cambios actuales y se extinguen local o incluso globalmente. Se estima que las actividades humanas han aumentado la tasa de extinción global de especies hasta cuatro órdenes de magnitud en décadas recientes (May & Treggoning, 1998; Kerr & Cihlar, 2004). La extinción regional de diversas poblaciones puede incluso estar teniendo lugar a un ritmo mayor (Ehrlich & Daily, 1993). Asociada a esta masiva extinción de especies (ya denominada “Sexta Extinción”) ha crecido el interés por la conservación de la biodiversidad. En el ámbito científico, el estudio de cómo las especies de distintos grupos taxonómicos responden a los principales cambios ambientales de nuestra época (urbanización, intensificación agrícola, contaminación de las aguas, aumento de la radiación y la temperatura...) ocupa un lugar predominante en la literatura.

Así, es ya ampliamente aceptado que los cambios en las técnicas y los paisajes agrícolas constituyen uno de los procesos de origen antrópico con mayor impacto sobre la biodiversidad y una de las principales causas de alteración y cambio en la avifauna de toda Europa en particular (Tucker & Heath, 1994; Pain & Pienkowsky, 1997; Chamberlain *et al.*, 1999; Brickle *et al.*, 2000). La agricultura y la ganadería resultan esenciales para la conservación de la diversidad biológica, en especial de la diversidad ligada a los hábitats esteparios o pseudo-esteparios (Viada & Naveso, 1996). Sin embargo, la intensificación y el abandono de extensas áreas marginales suponen una amenaza creciente para esta diversidad. En el caso del abandono, una de las alternativas que se proponen es la recuperación de ambientes forestales en estas zonas mediante la plantación de especies leñosas.

Esto es especialmente importante en las áreas mediterráneas, por la abundancia de este tipo de ambientes esteparios, la endemidad de las aves asociadas o su situación en la confluencia de los límites de distribución de algunas especies europeas o norteafricanas. Además, se ha reconocido a esta zona como un “hotspot” de diversidad biológica (Myers, 2000).

Las aves son un grupo taxonómico conspicuo y bien estudiado (al menos, con respecto a otros grupos), lo que facilita su utilización como indicadores de cambios en la estructura de la vegetación, en la configuración del paisaje y en otros procesos ecosistémicos. La utilización de grandes territorios, su alta movilidad y su relativamente larga longevidad (Wiens, 1989), hacen que su estudio sea compatible con la escala espacial y temporal a la que actúan ciertos cambios paisajísticos y estructurales. Existen antecedentes que muestran los efectos de los cambios de uso del suelo en la comunidad de aves a distintas escalas. El resalveo del maquis mediterráneo (de la Montaña *et al.* 2006), las repoblaciones con coníferas en áreas previamente deforestadas (Díaz *et al.* 1998), la eliminación del sotobosque (Camprodon & Brotons 2006), la intensificación del uso agrícola (Verhulst *et al.* 2004; Kerr & Chilar 2004), la conversión de bosques naturales en plantaciones forestales (Zurita *et al.* in press), la proliferación urbanística (Palomino & Carrascal 2006; Chace & Walsh 2006; Olden *et al.* 2006), la intensificación agrícola (Chamberlain, *et al.*, 2000; Stoate *et al.*, 2000, 2001; Söderstrom, *et al.*, 2003) o el abandono de la agricultura (Díaz, 1994; Firbank, 2003; Sirami, 2007) son ejemplos de cambios que afectan a las comunidades de aves. Son más escasos, aunque existen algunos trabajos (Díaz *et al.*, 1998; Santos *et al.*, 2006), los que han tratado el tema de la forestación de tierras anteriormente agrícolas que está siendo favorecida por los programas de subsidios de la Política Agraria Común (PAC, en adelante), incluso cuando algunas de estas plantaciones tienen ya casi 15 años de antigüedad.

No hay que olvidar que, en cualquier caso, las comunidades locales son un filtro de la diversidad regional. El “pool” de especies en una escala amplia está condicionado por factores macroecológicos que afectan también a la composición y diversidad de las comunidades en la escala local (Poudevigne & Baudry, 2003; Carrascal, 2004). La respuesta de las comunidades animales a los cambios ambientales está altamente

influenciada por la distribución de las distintas especies implicadas, así como por sus posibilidades de dispersión y su valencia ecológica.

3.2 El conflicto entre agricultura y conservación

La frontera agropecuaria avanza en la mayor parte del mundo. También se intensifica la superficie agrícola utilizada. Por el contrario, en otros lugares se han abandonado amplias áreas de cultivos y pastizales durante los últimos años, produciéndose en ellos una restauración pasiva de la vegetación leñosa. Paradójicamente, a ambos fenómenos se les atribuyen efectos perjudiciales en la biodiversidad.

- *Avance de la frontera agropecuaria e intensificación: Deforestación y degradación de los sistemas agrarios*

La población mundial crece a un ritmo muy elevado (de unos 3500 millones de personas a principios de los años sesenta, a más de 6700 millones en 2006), especialmente en los países en vías de desarrollo. Con ella, crece también la demanda de alimentos, fundamentalmente cereales. En el informe de la FAO, *The State of Food Insecurity in the World 1999* (FAO, 1999) se estima que el número de personas con desnutrición en los países en vías de desarrollo, creció en 40 millones aproximadamente durante la década de los noventa. En los países desarrollados, el aumento de la renta y el cambio en los hábitos socioculturales también hace aumentar la exigencia de recursos alimenticios.

Las consecuencias del cambio climático se hacen patentes aumentando la imprevisibilidad de las cosechas. Cada año, las catástrofes naturales arruinan muchos cultivos en algunas partes del planeta. En otras, las sequías cada vez más frecuentes, comprometen las perspectivas de cosecha (FAO, 2007). Esta inestabilidad en la oferta frente a una demanda intensa, es el factor subyacente que explica la fuerza continua de los precios de la mayoría de los cereales, la falta de acceso a los mismos de una gran parte de la humanidad y la intensificación y sobreexplotación que experimentan hoy muchas áreas agrícolas.

En resumen, todo ello ejerce una presión muy importante sobre la productividad de la agricultura. A medida que se expande la escala de actividades humanas, la capacidad de los ecosistemas de (re)generar los recursos naturales básicos se convierte en una restricción cada vez mayor para el crecimiento y el desarrollo.

En la agricultura, la mayor demanda de alimentos tiene que ser cubierta ya sea por la producción local o por un aumento de las exportaciones en muchos países. En cualquiera de los casos, existen restricciones específicas a cada contexto, que suponen, pese a la aparición de avances en la tecnología agrícola que permiten economizar la tierra y los recursos, una mayor expansión de la agricultura en tierras menos y menos productivas, llevando aparejada en muchos casos la deforestación de grandes extensiones de bosque, la sobreexplotación de las zonas más productivas, que terminan por agotarse, unas crecientes necesidades de agua y en general, una mayor degradación del medio ambiente (Viciani *et al.*, 2001).

En este contexto, la frontera agropecuaria está avanzando en la mayor parte del mundo a la vez que en otras zonas, la superficie agrícola utilizada se intensifica para aumentar su productividad. Durante los últimos cinco años, la tasa de deforestación ha sido de 130.000 km²/año. El resultado es que, en la actualidad, las tierras agrícolas y los pastizales ocupan el 40% de la superficie emergida del Globo, en detrimento de la cubierta vegetal natural (Foley *et al.*, 2005). Muchas zonas cultivadas durante años se han degradado, perdiendo productividad. Globalmente, la cantidad de superficie degradada debido a actividades agrícolas se estima en unos 12.400.000 km² (Bot *et al.*, 2000).

- *Abandono y degradación de los sistemas agrarios. Revegetación natural y reforestación*

Aunque a nivel global, el proceso anterior parece ser dominante, hay que señalar que simultáneamente en otras zonas, extensas áreas de cultivos y pastizales marginales se abandonan.

Las razones que subyacen a este proceso son múltiples. Rey Benayas *et al.* (2007) han encontrado 3 causas principales para este proceso. En primer lugar señalan como causa

prioritaria los factores de tipo socioeconómico (incentivos de mercado, éxodo y envejecimiento rural, industrialización y terciarización, proximidad de las ciudades...). Los nuevos intereses sociales y económicos (especialmente en los países desarrollados, pero cada vez más también en los países en vías de desarrollo) aumentan el coste de oportunidad de las explotaciones agrícolas, que finalmente ceden ante otras alternativas económicas tanto de la tierra, como de los trabajadores. Esto tiene especial relevancia allí donde los terrenos son poco productivos y donde las nuevas oportunidades económicas son mayores. Muchas de las áreas agrícolas abandonadas bajo este proceso, se corresponden con sistemas extensivos, poco mecanizados, sistemas multifuncionales basados en la complementariedad espacial y temporal (Baudry, 1991).

Secundariamente aparecen los factores de tipo ecológico o fisiográfico, como la altitud, la pendiente, la fertilidad natural de los suelos... Algunas tierras poco productivas fueron cultivadas en momentos en que la coyuntura económica exigía una agricultura extrema de subsistencia, pero después, debido a su falta de aptitud agrícola, se abandonan.

Por último, y ligado a la sobreexplotación que han sufrido algunos terrenos agrícolas, las capacidades del agrosistema se agotan, o disminuyen drásticamente. Se trata de terrenos que han sido sometidos a sistemas de cultivo poco adecuados a sus características, o que han sido mal gestionados

Cabe señalar que los procesos que conducen al abandono agrícola pueden tener lugar a diferentes escalas. En el centro de México, el abandono resulta de la migración masiva de población hacia los Estados Unidos (Lopez *et al.*, 2006). En Puerto Rico, la reforestación natural de antiguas áreas cultivadas se ha señalado como causa del despoblamiento rural en favor de las ciudades (Thomlinson *et al.*, 1996). En Nepal, algunos valles son abandonados a favor de otros cuyo acceso ha mejorado por la creación de nuevas vías de comunicación (Khanal & Watanabe, 2006). En China, las políticas para el control de la población y la lucha contra la erosión producen el abandono de los cultivos en laderas inclinadas, y su intensificación en las llanuras (Fu *et al.*, 2006). De esta forma, según la escala del proceso ecológico que se quiera poner en relación con el abandono, será necesario tener en cuenta unos u otros tipos de abandono.

Las áreas abandonadas quedan sometidas a una evolución natural de la vegetación en un régimen de sucesión secundaria que culmina, teóricamente con la reaparición de la cubierta forestal que los propios usos agrícolas eliminaron. Así, globalmente, la tasa de reforestación natural es de 45.000 km²/año (FAO, 2006). Sin embargo, el ritmo y las posibilidades de regeneración de la vegetación varían fuertemente en función de la disponibilidad de propágulos y dispersores de los mismos, de las características climáticas y edafológicas que limitan la producción primaria y de la competencia con la vegetación herbácea.

En algunas partes del mundo donde la sucesión secundaria tras el abandono agrícola es muy lenta, se están implementando programas de reforestación activa para acelerar este proceso.

- *La paradoja de la agricultura y la conservación*

Si bien parece obvio que la extensión de la agricultura a expensas de terrenos forestales y la intensificación de los cultivos, suponen problemas de degradación ambiental con importancia a escala planetaria, algunos autores señalan también el papel que el desarrollo secular de la actividad agrícola ha desempeñado en el aprovechamiento racional de los recursos naturales y en la creación y mantenimiento de la biodiversidad en algunas partes del mundo. Más aún, añaden valores estéticos, recreativos y culturales (Bignal & McCracken, 1996; Gómez Sal & González, 2006; Kleijn *et al.*, 2006).

La agricultura tiene una larga historia en algunos territorios: desde sus comienzos en el Mediterráneo oriental hace 10000 años, se ha convertido en uno de los usos del suelo más extendidos en Europa. A lo largo de su prolongado desarrollo y extensión ha permitido la evolución de una fauna y flora diversas y adaptadas a ella de forma única (Potts, 1991).

Especial valor tienen los sistemas extensivos tradicionales, donde a menudo se ha integrado también la actividad ganadera y forestal (sistemas agrosilvopastorales tradicionales) en una complementariedad espacial y temporal cuasi-perfecta. Este tipo de sistemas multifuncionales son especialmente frecuentes en el sur de Europa y tienden

a ser más sostenibles y a estar asociados con una mayor diversidad y valor paisajístico que los sistemas homogéneos, puramente agrícolas y a menudo, intensivos (Stoate *et al.*, 2001) y que las grandes extensiones abandonadas sin manejo, que los están sustituyendo. Muchas especies, en particular de aves, dependen de estos sistemas agrarios extensivos (Tucker & Heath, 1994; Suárez *et al.*, 2004).

De hecho, la conservación de muchos habitats actualmente contemplados en el Anexo I de la Directiva Europea 92/43 (Directiva HÁBITATS) depende del mantenimiento de estas prácticas agrícolas de baja intensidad (Ostermann, 1998; Rey Benayas *et al.*, 2007). La intensificación, pero más aún el abandono por su mayor extensión espacial están haciendo desaparecer estas formas de manejo en la Unión Europea. El abandono de las distintas actividades agrarias constituye una amenaza para 33 habitats seminaturales de interés comunitario (Ostermann, 1998).

La desaparición de estos habitats constituye una transformación paisajística entre cuyos efectos sobre la biodiversidad destaca la disminución de la heterogeneidad paisajística y con ella, variaciones en la disponibilidad y distribución espacial de recursos. Estos cambios pueden afectar a la viabilidad de poblaciones de las especies adaptadas que se aprovechan de distintos tipos de hábitat en el paisaje (Dunning *et al.*, 1992; Sirami *et al.*, 2007; Vallecillo *et al.*, 2007) y controlar la coexistencia de distintos grupos de especies. Por último, se modifica la estructura funcional del paisaje, especialmente debido al crecimiento de especies leñosas, el cual teóricamente aumentaría la conectividad forestal disminuyendo aquella de los ambientes abiertos.

3.3 Respuesta de las aves a la forestación de tierras agrícolas

Posteriormente a su abandono, las tierras agrícolas constituyen espacios abiertos sometidos a la sucesión secundaria, siendo con mayor o menor rapidez, colonizados por la vegetación. Si el abandono se produce de forma simultánea en grandes extensiones de tierra, el resultado es una homogeneización de la vegetación (Lasanta-Martinez *et al.*, 2005; Rey Benayas *et al.*, 2007) y una reducción en la heterogeneidad paisajística (Höchtl *et al.*, 2005; Rey Benayas *et al.*, 2007) Son ya muchos los estudios que han

señalado consecuencias negativas tanto para la diversidad, como para el suelo, la provisión de agua, o el riesgo de incendios (p.e. Firbank *et al.*, 2003; Russo, 2004; Viedma *et al.*, 2006; Yosikawa, *et al.*, 1998). Además, si las amplias extensiones cerealistas de baja productividad ya se consideraban antes terrenos de escaso valor, la aparición cada vez más frecuente de tierras abandonadas, se contempla como la acumulación inútil de terrenos degradados. Al menos ocurre así en ambientes poco productivos, donde los sistemas maduros de vegetación requieren muchos años para su desarrollo.

Ante esta situación, una de las alternativas que se plantea para estos territorios, es la recuperación asistida de los ecosistemas forestales que, teóricamente fueron eliminados poco a poco a la vez que se extendía la agricultura. Cuando en la actualidad una de las principales tareas que se asigna a la agricultura es la provisión de servicios ambientales y la conservación de la fauna asociada, tanto su mantenimiento como su abandono vienen acompañados de medidas cuya intención es proteger el medio ambiente y la biodiversidad en general (es el caso de la PAC). Así, las explotaciones cuya continuidad no es viable para el agricultor, ni interesante para las autoridades que regulan la política agraria, se abandonan, y la forestación de las mismas se presenta como una herramienta para acelerar la restauración de otro tipo de sistemas naturales que tradicionalmente, se han considerado de alto valor: los bosques. En el marco de la PAC se vienen desarrollando desde 1992 los programas de Forestación de Tierras Agrícolas (FTA en adelante), que se tratan con mayor extensión en el **apéndice**.

Desde el punto de vista de la diversidad de aves, la filosofía de estos programas podría ser la de conseguir el enriquecimiento en especies forestales en unos terrenos donde las especies agrícolas han entrado en declive. A otra escala, la aparición de un mosaico agrícola forestal podría compatibilizar el mantenimiento de poblaciones de especies forestales y agrícolas incrementando la diversidad regional.

En cualquiera de los casos conviene primero considerar cuáles son las características biológicas de las especies implicadas y su valor de conservación para orientar las acciones de protección y restauración. En el **apéndice** se hace una revisión al respecto para las aves características de espacios abiertos.

La recuperación de los bosques, sus valores, servicios y comunidades faunísticas no es tan inmediata ni tan sencilla. Ya se han comentado los factores que limitan la regeneración natural, pero también en el caso de las revegetaciones activas, de origen antrópico, existen numerosos factores que ralentizan o incluso hacen imposible esta recuperación.

Teóricamente, las especies de aves responderían a la dinámica de la vegetación bien mediante cambios en su distribución espacial o por cambios en su abundancia o frecuencia de uso. Tales cambios tras el abandono y la reforestación conducirían a una modificación de la composición de la comunidad de aves, cada vez más dominada por especies asociadas a ambientes forestales (Sirami, 2006).

Sirami (2006) realizó una revisión bibliográfica de la que concluyó que, en resumen, pueden distinguirse tres fases en la respuesta de las aves al abandono: primero, la comunidad de aves se empobrece, debido a la pérdida de las especies más dependientes de los hábitats agrícolas (Farina, 1995; Pons *et al.* 2003). Después se observa un aumento temporal para todas las especies generalistas de hábitats agrícolas, arbustivos y forestales, debido al desarrollo natural de la vegetación (Laiolo *et al.*, 2004; Suárez-Seoane *et al.*, 2002). Por último, la comunidad se simplifica al perderse las especies de matorral y ecotono, a favor de especies forestales que colonizan el bosque según se expande y madura.

En el caso de la respuesta de aves a la forestación de tierras agrarias no existen trabajos que evalúen la dinámica temporal de respuesta de las comunidades de aves, aunque es de esperar que el cambio sustancialmente más brusco en la estructura de la vegetación origine un desacoplamiento en la respuesta de las especies de aves, y que no se produzcan fases intermedias de ambientes más arbustivos y de transición. Además, por otro lado, habría que tener en cuenta que la estructura y composición diferentes que tienen las plantaciones con respecto a los bosques naturales, condiciona también su funcionalidad para las especies propiamente forestales. Además, el aumento de la superficie disponible de un tipo dado de hábitat, desencadenará una dinámica de expansión para las especies asociadas con él, sólo cuando la conectividad de ese hábitat en el paisaje, sea suficiente para permitir la dispersión de los individuos y la

colonización de nuevos parches, de acuerdo con las capacidades inherentes a cada especie (Sirami, 2006).

En este sentido sí existen algunos trabajos que evalúan en la Península Ibérica, o en otros ambientes mediterráneos similares, el efecto de las características de diseño de las plantaciones sobre las comunidades de aves (en el caso de plantaciones de pinos: Díaz, *et al.*, 1998; Santos *et al.*, 2006), o en su lugar, de las características de fragmentos forestales antiguos en campos agrícolas (para el caso de las encinas, dada su menor utilización en plantaciones: Santos *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2006; y de algunos fragmentos de pinares antiguos: Brotons & Herrando, 2001). Así, en todos los casos se demostró que el factor principal que condicionaba tanto la diversidad de aves como la presencia de la mayoría de las especies era el tamaño de los parches forestales. La relación especies-área era sin embargo distinta para los distintos tipos de bosque, de forma que fragmentos de encinares de menor tamaño incluían niveles similares de biodiversidad que las plantaciones de pinos para tamaños de bosque menores. No obstante, la influencia de factores relacionados con la diferente gestión y estructura de los mismos era seguramente muy importante. En general, también se detectaron como factores importantes sobre la diversidad de aves el grado de aislamiento de los parches forestales, y la riqueza y abundancia de arbustos y especies vegetales.

Por último, una característica constante, y coherente a distintas escalas, es la mayor riqueza de aves observada en las plantaciones forestales de sistemas agrícolas según un gradiente biogeográfico hacia el norte. Esto se relaciona con la tendencia de la mayor parte de las aves forestales a disminuir sus densidades regionales hacia el sur, coincidiendo con la cercanía de sus límites de distribución. Y es que, como se comentaba en el epígrafe 3.1, la respuesta de las comunidades animales a los cambios ambientales está altamente influenciada por la distribución de las distintas especies a escala más amplia, así como por sus posibilidades de dispersión y por su plasticidad ecológica.

Si se estudian las tendencias generales de las plantaciones en nuestro país (en el que además se sitúan los límites meridionales de bastantes especies forestales de Europa), observamos que la mayor parte de las plantaciones son muy pequeñas, preferiblemente de pinos, con una gestión que no favorece el desarrollo de estratos arbustivos inferiores

y todavía poco maduras, debido a la edad de los árboles (Díaz et al., 1998). De esta forma, puede deducirse que su contribución al mantenimiento de poblaciones de especies forestales no será demasiado grande, salvo que se modifiquen los patrones de diseño y subvención de las mismas. Por otro lado, estas plantaciones podrían excluir a especies más esteparias, con lo que la diversidad se vería disminuida. No obstante, el efecto de la existencia de estas plantaciones a la escala que se realizan hoy en día sobre las poblaciones de aves esteparias no ha sido estudiado. Lo que sí puede predecirse con seguridad es que, de extenderse de forma homogénea en el territorio causarían el declive de muchas de estas especies características de espacios abiertos. Mejorar el diseño estructural y paisajístico de las plantaciones resulta clave si se quiere optimizar su papel de cara al mantenimiento de una alta diversidad de aves.

3.4 El modelo de reforestación de “Islotes en Mares Agrícolas”

El modelo de “islotes en mares agrícolas” presentado por Rey Benayas *et al.* (2008) propone un concepto diferente para la restauración forestal en tierras agrícolas que utiliza la revegetación activa a pequeña escala como mecanismo para inducir la sucesión secundaria en áreas mucho más amplias, reduciendo los costes económicos con respecto a las grandes plantaciones y compatibilizando su existencia con el mantenimiento de las actividades económicas agrarias en un equilibrio dinámico.

Este modelo consiste en la plantación de núcleos pequeños (algunas decenas o centenas de m²) de vegetación leñosa densa dispersos (separados decenas o centenas de metros) en terrenos agrícolas, ocupando sólo una pequeña parte del área a restaurar.

La propuesta tiene su origen en un estudio realizado en la finca de La Higuera (Santa Olalla, Toledo) de los efectos de distintos tipos de cuidados de plantones de encina introducidos en campo sobre su supervivencia y crecimiento. Allí se llevó a cabo un experimento en antiguos campos agrícolas en los que se introdujeron plantones de *Quercus ilex* en 16 parcelas de 100 m² en 1993 (Rey Benayas, 1998). Las parcelas estaban separadas por distancias de 10 metros. Las plantas introducidas fueron sometidas a cuatro combinaciones replicadas de tratamientos de riego en verano

(presencia o ausencia) y sombra artificial (presencia y ausencia). Dichos tratamientos fueron interrumpidos en 1996. Como resultado, las parcelas presentan una heterogeneidad significativa en la estructura de su vegetación.

Los islotes de vegetación leñosa pueden introducirse para favorecer la restauración forestal de terrenos agrícolas allí donde no existen fragmentos naturales de bosque. La restauración pasiva de estos campos tiene un resultado altamente estocástico (Bullock *et al.* 2002), puesto que depende de que plantas y animales consigan dispersarse desde los hábitats circundantes y además consigan establecerse, sobrevivir y producir fruto, lo cual, en algunos ambientes como el mediterráneo, es un proceso complicado y lento. Por otro lado, la revegetación activa de extensas superficies supone altísimos costes económicos. El modelo de islotes supone un grado intermedio de intervención: por un lado favorece la sucesión secundaria al crear núcleos desde los que puede producirse la dispersión y colonización de la vegetación. Por otro lado, al realizarse sobre pequeñas proporciones del terreno, reduce los costes de la intervención. Además, mantiene la flexibilidad en el uso de la tierra, crítica en los paisajes agrícolas cuyo futuro (abandono o explotación) queda pendiente de innumerables factores económicos, sociales y políticos (**figura 1**).

Otras de las fortalezas que se han apuntado para este modelo son: 1) la provisión de parches de hábitat forestal que además pueden interactuar a escala paisajística con otras manchas boscosas ejerciendo un papel en el sostenimiento de metapoblaciones de algunas especies animales. 2) la provisión de servicios ambientales tales como el control biológico de plagas, ramón para el ganado, polinizadores de plantas agrícolas...

No obstante, se reconoce como un método de intervención novedoso y muy poco testado experimentalmente, por lo que sería necesario desarrollar experimentos de campo a largo plazo que corroborasen y perfilasen las oportunidades de este sistema.

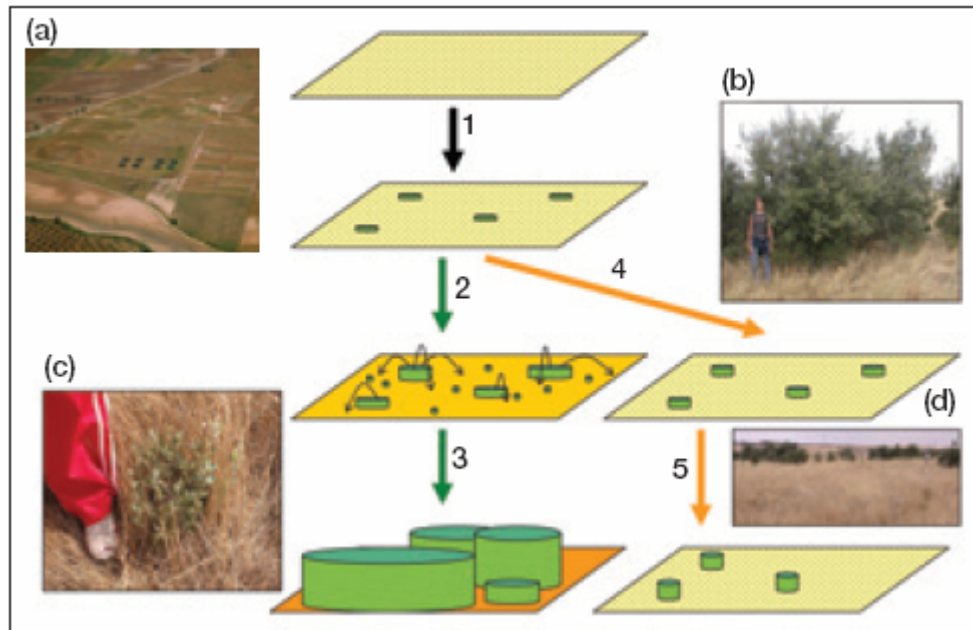


Figura 1. Diagrama esquemático del modelo de “Islotes en Mares Agrícolas”. (A, 1) Plantación de islotes pequeños y dispersos en la matriz agrícola (La Higuera, Toledo). (B) A los islotes se aplican tratamientos para favorecer su establecimiento, crecimiento y fructificación. (C, 2) Si se abandona el campo, los islotes pueden expandirse y exportar semillas a las tierras circundantes. (3) Si el abandono continúa, los islotes siguen creciendo y pueden con el tiempo llegar a unirse, de una forma inversa a como se produjo la deforestación al extenderse en su origen la agricultura. (D, 4) Si no se produce el abandono, pueden continuarse las actividades económicas que existían. Entonces los islotes simplemente crecerán en altura. (5) Incluso, algunos islotes pueden desaparecer (Adaptado de Rey Benayas *et al.*, 2008).

3.5 Estudio piloto de los efectos del modelo de islotes sobre la avifauna: preguntas, objetivos e hipótesis

Como se ha explicado en el epígrafe anterior (apartado 3.4), el modelo de restauración forestal de tierras agrícolas denominado “Islotes en Mares Agrícolas” es una propuesta reciente y todavía poco contrastada con datos procedentes de experimentos de campo diseñados *ad hoc* para el estudio de sus aportaciones a largo plazo.

El experimento realizado en la finca de la Higuera puede considerarse el único caso real de implantación de este modelo, si bien hay que incidir en que su objetivo inicial no era el de estudiar el papel de los núcleos pequeños de vegetación leñosa en la recuperación de ecosistemas forestales en los campos abandonados. Posteriormente,

sobre las mismas parcelas, se han estudiado algunos aspectos como la diversidad florística, la diversidad de artrópodos edáficos o la fertilidad del suelo.

El valor de estos islotes como porciones de hábitat forestal para animales, requiere todavía de un estudio profundo. Dada la exclusividad de este experimento, y la dificultad para poner en marcha experimentos similares con el intervalo temporal necesario para el óptimo desarrollo de la vegetación, se decidió abordar primero un estudio de carácter piloto para estudiar la utilización de los islotes de La Higuera por las aves.

Así, el objeto de este trabajo es explorar, de manera preliminar, la interacción entre estos islotes forestales y las comunidades locales de aves. No obstante, hay que decir que esta tarea se abordó teniendo consciencia de algunos problemas importantes que surgirían en el trabajo. En primer lugar, la inexistencia de réplicas para estudiar el modelo de islotes; en segundo lugar, la falta de ajuste entre la escala del experimento señalado y la escala del área vital de las aves; por último, la dificultad de encontrar entornos paisajísticos y biogeográficos similares que no alterasen la utilización de los islotes por las especies de aves. En todo caso, el estudio se consideró pertinente como primera aproximación para valorar la oportunidad de realizar posteriormente esfuerzos más profundos en esta línea.

Se planteó la siguiente pregunta: **¿Puede actuar positivamente el sistema de reforestación de “Islotes en Mares Agrícolas” para conciliar la restauración de la vegetación leñosa y la persistencia de poblaciones de aves características de espacios abiertos, proporcionando además oportunidades para otras especies forestales que enriquezcan la diversidad regional?**

Para llegar a una conclusión global al respecto, se plantearon dos objetivos:

- 1) Analizar la **influencia que la repoblación según el modelo de “Islotes en Mares Agrícolas” tiene sobre las comunidades de aves locales**, desde el punto de vista de su riqueza y abundancia total, y también de la abundancia de especies concretas, con respecto a una posibilidad alternativa de abandono agrícola sin revegetación activa.

- 2) Estudiar las **características estructurales y de diseño paisajístico que pueden condicionar la utilización de los islotes por las distintas especies de aves**, afectando a la riqueza de especies, a la abundancia de aves o a la abundancia de especies concretas.

Para ello, los datos obtenidos del estudio en la finca de La Higuera, se contrastarán con los de un campo abandonado no reforestado con una edad parecida y en una localidad cercana. Se trabajarán las siguientes cuestiones:

1. Caracterizar y comparar la **riqueza de especies** de aves entre el campo reforestado y el no reforestado en invierno y en primavera.
2. Caracterizar y comparar la **abundancia total de aves** entre el campo reforestado y el no reforestado en invierno y en primavera.
3. Caracterizar y comparar la **abundancia de especies concretas** entre el campo reforestado y el no reforestado en invierno y en primavera.
4. Plantear posibles **causas** para los efectos encontrados.
5. Caracterizar los patrones de **uso de los distintos islotes** reforestados en La Higuera, buscando factores de diseño o manejo de la revegetación que puedan influir sobre la riqueza o la abundancia de especies de aves en estos sistemas.

Los puntos 1 a 4 se corresponden con el objetivo 1) y el punto 5 con el objetivo 2).

Se tienen las siguientes hipótesis:

H1.La **riqueza** de aves será mayor en el campo reforestado, ya que atraerá a especies más forestales y, sobre todo, a especies generalistas y de ecotono. Dichas especies se sumarán a las propias de campos agrícolas, que aunque no utilicen los islotes, podrán seguir ocupando las zonas de vegetación herbácea entre ellos.

H2.La **abundancia** de aves no presentará diferencias significativas porque los sitios comparados tienen un tamaño y una productividad similares. No obstante, en la época reproductiva, puede que se aprecie una disminución de individuos en el

campo reforestado debido a que el tamaño de los islotes puede ser limitante para la cría.

H3. Se espera una disminución de la **abundancia de especies** características de espacios abiertos en el campo reforestado con respecto al campo abandonado. El fenómeno contrario ocurrirá para las especies más forestales.

H4. Se espera que las **parcelas más cercanas a otros parches forestales existentes en la zona presenten mayor riqueza y abundancia** de especies forestales debido al aporte de individuos desde los otros fragmentos.

H5. Existirán **correlaciones entre la abundancia de distintas especies y la cobertura vegetal en distintos intervalos de altura**, ya que la complejidad en la estructura vertical de la vegetación supone que existan más nichos y más posibilidades de explotar recursos por especies con requerimientos distintos (MacArthur & MacArthur, 1961).

4 MATERIAL Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

La realidad agrícola y natural explicada en la introducción se manifiesta marcadamente en la región de Castilla-La Mancha. Su actividad económica de vocación tradicionalmente agrícola, sus características climáticas y edafológicas y su realidad social han hecho convivir durante muchos años una agricultura cerealista extensiva tradicional y una ganadería fundamentalmente ovina, de baja intensidad, con la conservación de poblaciones de aves de alto valor. Sin embargo, la trayectoria de estos sistemas en Castilla-La Mancha sigue en líneas generales los patrones comentados anteriormente. Hoy, la intensificación en las zonas más productivas, especialmente en torno a las ciudades, coexiste con el abandono de grandes extensiones marginales que se someten al desarrollo de la vegetación leñosa bajo una dinámica de sucesión secundaria. Algunas de estas áreas, se reforestan subvencionadas por la PAC. No existe en Castilla-La Mancha la necesaria evaluación de los efectos que estos cambios pueden producir en la avifauna. Urge generar un conocimiento aplicado que permita introducir en la gestión de estos procesos la conservación de la biodiversidad.

- *Zona en la que se ubica el estudio*

La zona en la que se enmarca este estudio forma parte de la comarca conocida como Castillos del Medio Tajo, situada al Noroeste de la provincia de Toledo (**figura 2**), en la amplia plataforma llana de la Submeseta Sur española. El mesorelieve permite distinguir lomas y navas con distintas condiciones hidrológicas, edafológicas, etc. que dan un aspecto suavemente ondulado al paisaje. Al Norte y al Sur se presentan sendas cadenas montañosas de dirección Este-Oeste (Sistema Central y Montes de Toledo) que enmarcan la comarca.

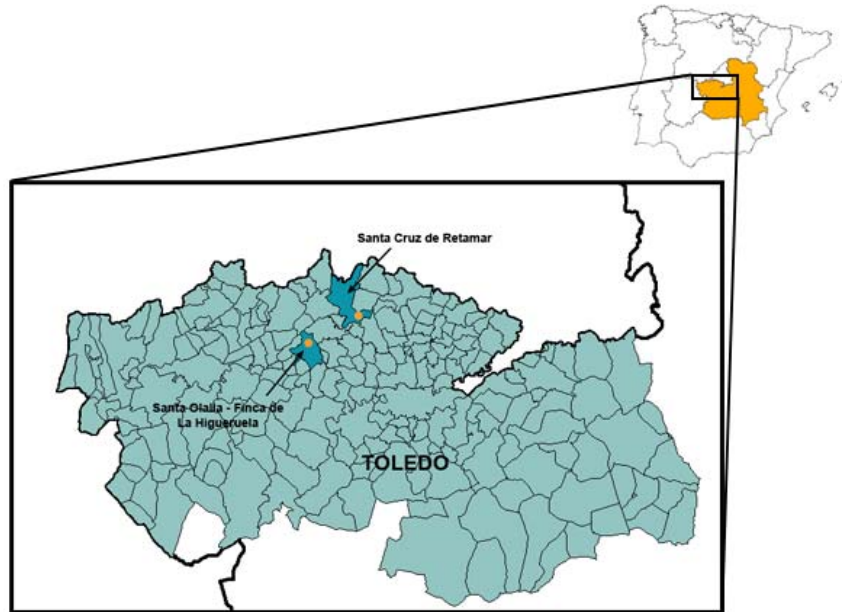


Figura 2. Localización de la zona de estudio.

La comarca cuenta con un importante tejido industrial vinculado sobre todo al sector alimentario y de servicios y a la autovía de Extremadura o A5, que vertebra el territorio. Se trata de tierras de fertilidad media fragmentadas por los ríos Tajo, Alberche y Guadarrama. El dominio corresponde al cereal, con algunos viñedos concentrados en algunas zonas y olivares dispersos.

El proceso de evolución del paisaje hasta adquirir su configuración actual se caracteriza por una progresiva reducción de la cubierta vegetal original (encinares en su mayoría) que se ha transformado en tierras para la agricultura en torno a los núcleos de población. En este proceso, algunos árboles han sido mantenidos de forma aislada. En otras zonas donde la tierra ha permanecido sin arar por tener peores condiciones para el cultivo, o por circunstancias conyunturales, aún pueden apreciarse pequeños bosquetes de encinas.

En los bordes de los caminos y linderos de separación de fincas aparecen algunos árboles como almendros, álamos, olmos, así como vegetación arbustiva como majuelos y retamas. Muchos fueron plantados hace años para delimitar parcelas. Otros tienen su origen en la dispersión de semillas por el viento o la fauna desde árboles cercanos. En otros casos, los bordes de las parcelas están cubiertos por zarzales y vegetación arvense que persisten gracias a la falta de laboreo en estas zonas.

En el paisaje alternan zonas más elevadas y secas con zonas de nava, donde el agua se acumula formándose áreas encharcadas, cubiertas por carrizales. Son frecuentes también los arroyos intermitentes con sotos de mayor o menor desarrollo, importantes como vías de conexión y refugio para la fauna.

- *El experimentote forestación de campos abandonados mediante islotes de vegetación en La Higuera*

Este estudio se ha realizado en la finca de La Higuera (Toledo). Se trata de una finca de investigación en mejora agraria perteneciente al Centro de Ciencias Medioambientales del CSIC. En este lugar se ha venido llevando a cabo un experimento, fruto del cual ha sido planteado el modelo de “islotes en mares agrícolas” (ver apartado 4.4). Se introdujeron plantones de *Quercus ilex* en 16 parcelas de 100 m² en 1993 (Rey Benayas 1998) sobre antiguos campos agrícolas. Las plantas introducidas fueron sometidas a cuatro combinaciones replicadas de tratamientos de riego en verano (presencia o ausencia) y sombra artificial (presencia y ausencia). Dichos tratamientos fueron interrumpidos en 1996.

Se trata en total de 16 parcelas cuadradas de 10 m de lado en las que el encinar de 13 años de edad muestra distintos grados de desarrollo y cobertura (**figura 3**). Además, su diseño y posición en el paisaje añaden circunstancias y diferencias entre unas parcelas y otras que también pueden ser importantes para su utilización por las aves. En total ocupan unas 0,64 ha, siendo la distancia entre parcelas de unos 10-20 m. Cabe señalar la presencia de una masa de encinas también de repoblación de una edad similar, y tamaño algo mayor, situada a unos 30 m de distancia de una de las parcelas. La **figura 4** esquematiza la disposición de las parcelas.

Los alrededores de este campo constituyen un mosaico agrícola en el que se encuentran algunas plantaciones importantes de olivos. El viñedo es muy poco representativo, estando la mayor parte utilizada para el cultivo del cereal en secano. Cabe destacar que por el norte y este, el resto de campos pertenecientes a la finca de La Higuera tienen también un carácter experimental, por lo que están sometidos a distintos tratamientos, a veces fuera de lo normal. Hacia el sur y el oeste, los campos ya no pertenecen a la finca,

y se practica la caza. Al norte, a unos 500 metros de distancia existe un soto de mediana importancia.



Figura 3. Heterogeneidad en el desarrollo y estructura de la vegetación en las distintas parcelas.

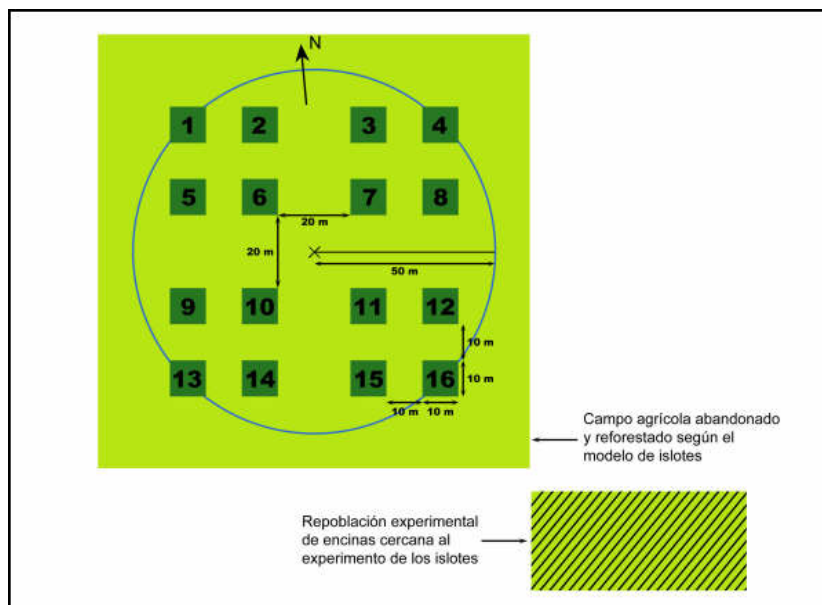


Figura 4. Esquema de la revegetación según el modelo de islotes en La Higuera. (Parcelas de borde: 1-4, 5, 8, 9 y 12-16. Parcelas de interior: 6, 7, 10 y 11. Parcelas cercanas a la mancha de encinas: 11, 12, 15 y 16; Parcelas lejanas a la mancha de encinas: 1-10, 13 y 14. Parcelas con posaderos: 1, 2, 5, 6 y 9-16. Parcelas sin posaderos: 3, 4,

- *El campo abandonado de contraste*

Para comparar la comunidad de aves en este sistema con la de un campo abandonado pero no reforestado, se eligió otro sitio de aproximadamente 1 ha situado a 20 km de distancia, en el municipio de Santa Cruz de Retamar (Toledo, **figura 5**).



Figura 5. Campo agrícola abandonado hace 7 años en Santa Cruz de Retamar (Toledo).

Este lugar fue abandonado hace unos 7 años y se caracteriza por ser una zona algo más hundida (nava) que presenta por tanto una mayor humedad que la finca de La Higuera. Son numerosas las acequias que atraviesan el paisaje, así como bandas de carrizos que indican la presencia de un nivel freático cercano a la superficie. En cuanto a los usos, cabe destacar una mayor proporción de viñedos, distribuidos en pequeñas propiedades y una menor proporción de olivos, siempre mezclados por supuesto, con campos cerealistas de secano. Además, si bien no en el sitio exactamente elegido para el muestreo, pero en las cercanías, el paisaje se caracteriza por una mayor abundancia de fragmentos del encinar original. Esto puede parecer que desvirtúa la comparación, pero en realidad se consideró que la refuerza, ya que la presencia de ambientes más forestados a distancias medias de las zonas abandonadas puede potenciar la segregación de especies que utilizan los distintos ambientes en función de sus preferencias y sus rasgos biológicos.

4.2 Caracterización de la comunidad de aves

Para cada una de las dos localidades definidas en el apartado anterior se caracterizó la comunidad de aves. La composición de especies y su abundancia relativa se obtuvo a partir de muestreos en el campo. Éstos fueron realizados mediante estaciones de conteo puntuales de 15 minutos de duración. Los puntos se ubicaron en el centro de cada uno de los campos (reforestado y abandonado) y en cada uno de ellos se estableció un *plot* circular de 50 metros de radio en el que se registrará la presencia y abundancia de todas las especies de aves detectadas auditiva o visualmente (Bibby *et al.*, 2000, **figura 4**), salvo cuando claramente sobrevolaban el *plot*. Este método no proporciona densidades absolutas, pero sí abundancias relativas.

Los conteos se realizaron por la mañana y por la tarde, repitiéndose 6 días en invierno en ambos campos y 9 días en primavera en el campo de La Higuera y 5 en el de Santa Cruz. La repetición de los conteos se hace para obtener datos representativos sobre las aves que utilizan estos ambientes, ya que no se dispone de réplicas espaciales verdaderas para cada uno. Por la mañana, se realizaron después del amanecer, que es el periodo del día en que las aves se muestran más activas, pero evitando el pico de actividad existente justo a la salida del sol. Por la tarde se intentaba terminar unos minutos antes de la puesta de sol. En todo caso, el tiempo se comenzaba a contar unos 5 minutos después de la llegada del observador, para evitar las alteraciones que pudiese producir éste sobre las aves. Los conteos de invierno se realizaron entre el 15 de diciembre y el 15 de febrero y los de primavera, entre el 1 de mayo y el 15 de junio, siempre por el mismo observador para evitar la heterogeneidad en los mismos.

Para estudiar la utilización diferencial por las aves de los 16 islotes reforestados de La Higuera se establecieron periodos de observación y conteo para cada uno de ellos de 15 minutos de duración. Igual que en el caso anterior, los conteos se repitieron 6 días en invierno y 9 en primavera para cada parcela. Durante los 15 minutos de observación se anotaron todas las especies y número de individuos de las mismas que hacían un uso activo de las mismas. Para que el conteo fuese lo más exhaustivo posible, el observador desplazaba su perspectiva de forma lenta cada pocos minutos.

4.3 Caracterización de la vegetación de los islotes

Para relacionar la utilización por las aves de los islotes reforestados con sus distintas características estructurales y paisajísticas, se midieron las siguientes variables en cada uno de ellos:

- Cobertura de vegetación por intervalos de altura de 1 metro, estimados en rangos de porcentaje del 5% por el observador. La estimación se repitió 3 veces en días separados y se tomó la media como medida del porcentaje de cobertura vegetal en cada altura y para cada parcela.
- Altura media y máxima de las encinas de cada parcela.
- Volumen medio de las encinas (el volumen se calcula como la altura de la encina por el área de la elipse cuyos ejes son los diámetros máximo y mínimo de la copa).

Además se anotó la existencia de posaderos tales como postes o vallas residuales de los tratamientos de sombra. Por último se dividieron los islotes en dos clases de cercanía con respecto a la mancha de encinas cercana, así como en parcelas “de borde” y “parcelas interiores” (**figura 4**).

4.4 Análisis de los datos

- *Influencia de la repoblación sobre las comunidades de aves*

Para analizar esta cuestión se compararon los patrones generales encontrados de riqueza acumulada de especies, riqueza y abundancia promedio de aves por unidad de muestreo y abundancia promedio de especies concretas por unidad de muestreo entre localidades y entre estaciones (unidad de muestreo = conteo de 15 minutos de duración en un plot de 0,785 ha).

Para ello, se generaron los siguientes datos a partir de los resultados de los muestreos:

- número acumulado de especies de aves encontradas a lo largo de todo el muestreo en cada localidad y estación
- curvas de riqueza acumulada de especies encontradas en función del número de unidades de muestreo para cada localidad y cada estación. Estas curvas, también llamadas curvas de colecta de especies, tienen su base en los procedimientos de rarefacción (p.e. James & Rathbun, 1981). Han sido utilizadas en muchos estudios para dar fiabilidad a los inventarios biológicos y posibilitar su comparación, para estimar el esfuerzo requerido para conseguir inventarios fiables o para extrapolar la riqueza total de especies en un territorio (p.e. Gotelli & Colwell, 2001; Soberón & Llorente, 1993). Una curva de colecta de especies es una curva que representa la riqueza acumulada de especies en función del esfuerzo de muestreo empleado (número de puntos de muestreo en el territorio, por ejemplo). Su utilidad radica en que rara vez puede realizarse un inventario faunístico que no sea incompleto, por lo que es conveniente construir una curva a partir de los datos recogidos que nos permita extrapolar. Sin embargo, la forma de esta curva puede variar en función del orden en el que se consideran las diferentes unidades de muestreo (Jiménez Valverde & Hortal, 2003). Por ello es necesario un proceso previo de “suavizado” en el que el orden de entrada de las unidades de muestreo es aleatorizado muchas veces para obtener finalmente una curva “promedio”. En nuestro caso, se utilizó un procedimiento de simulación con el software Excell de Microsoft Office que aleatorizaba el orden de realización de los conteos recalculando el patrón de riqueza acumulada. La simulación se repitió 100 veces, obteniéndose 100 patrones distintos. A partir de este conjunto de datos se obtuvo un patrón promedio de riqueza acumulada de especies para cada número de censos realizado. Después se utilizó el programa de ajuste de curvas Curve Expert 1.3 para obtener las curvas promedio de riqueza acumulada de especies en función del número de censos en cada localidad y estación. El modelo que ofrecía mejor ajuste era el de Morgan-Mercer-Flodin, que genera una curva de tipo sigmoideal ($y = \frac{a \cdot b + c \cdot x^d}{b + x^d}$); MMF, en adelante; Morgan et al., 1975).
- Número medio de especies encontradas por unidad de muestreo en cada localidad y estación.

- Número medio de individuos de aves encontrados por unidad de muestreo en cada localidad y estación.
- Número medio de individuos de cada especie encontrados por unidad de muestreo y estación.

Las curvas de riqueza de especies obtenidas para cada localidad y cada estación se compararon entre sí mediante los intervalos de confianza calculados para la media en cada punto. Una vez comprobada la diferencia estadística entre curvas, la relación entre ellas o la existencia de interacciones entre los factores de análisis puede determinarse a partir de la observación conjunta de las mismas. También se contrastaron las diferencias detectadas en el número total de especies encontradas a lo largo de todo el muestreo, comparando las riquezas esperadas para un mismo número de unidades de muestreo. Por último, se evaluó la probabilidad de seguir encontrando nuevas especies si se aumentase el esfuerzo de muestreo mediante la obtención de la pendiente de la curva en cada punto y se comparó entre las distintas localidades y estaciones.

Para la realización de los contrastes estadísticos entre los promedios de las dos localidades y estaciones, hay que tener en cuenta que, dadas las características y las limitaciones del estudio, no pueden realizarse pruebas típicas de la estadística tradicional (paramétricas o no paramétricas). Éstas limitaciones son fundamentalmente la falta de replicaciones para cada uno de los tratamientos que se consideran (replacación según el modelo de islotes y abandono agrícola) y que las unidades de muestreo no son independientes. Para solventar este problema, se utilizan técnicas de simulación, basadas en los procedimientos de análisis de Monte-Carlo. Se trata de comparar las diferencias reales obtenidas en la utilización estacional promedio de cada una de las localidades con una distribución simulada generada a partir de una mezcla aleatoria (sin tener en cuenta ningún factor de segregación, localidad o estación en cada caso) de los datos. La posición de las diferencias reales en la distribución simulada con respecto al intervalo delimitado por los percentiles 2,5 y 97,5 (para un nivel de confianza del 95%) y por los percentiles 0,5 y 99,5 (para el 99% de confianza) permite inferir si las medias entre localidades o estaciones difieren o no significativamente. En las especies para las que las observaciones en campo eran muy escasas, este método siempre proporciona resultados no significativos, ya que la distribución generada no se

aproxima a una distribución continua y las diferencias reales coinciden con uno de los extremos de la distribución simulada.

Por otra parte, en los casos en que el número de muestreos realizados difería entre las categorías del factor a comparar, tanto la obtención de diferencias reales, como de la distribución simulada de datos, se hizo tras equilibrar el número de censos. Para ello se seleccionó cada vez aleatoriamente, del caso que tuviese mayor número de muestreos, un número de muestreos equivalente al del caso que tuviese menos. En el caso de la obtención de diferencias reales se repitió la simulación 100 veces. Para la obtención de las distribuciones simuladas, tanto en el caso de tenerse que equilibrar el número de censos como en el contrario, se utilizaron simulaciones de 2000 datos.

Del modo explicado, se realizaron las comparaciones de la riqueza media por unidad de muestreo, de la abundancia promedio de aves y de la abundancia promedio de especies concretas entre localidades (para cada estación); entre estaciones (para cada una de las localidades) y se contrastó la existencia de interacciones entre los factores localidad y estación.

- *Utilización diferencial de los islotes de vegetación por las aves*

En este caso se utilizaron el mismo tipo de datos, salvo los de riqueza acumulada. Es decir, se calculó el número medio de especies, el número medio de aves y el número medio de individuos de especies concretas por unidad de muestreo en cada parcela. También se calcularon estos promedios para el conjunto de parcelas de borde y de interior, con posaderos y sin ellos, y para las más cercanas y las menos cercanas a la plantación de encinas aledaña.

En primer lugar se realizó un análisis de correlación entre las variables anteriores de utilización de las parcelas por la avifauna y las características estructurales medidas de la vegetación en cada parcela: cobertura de vegetación por intervalos de altura, altura media y máxima de las encinas y volumen medio de las encinas.

Este análisis se realizó por un método similar al explicado para la influencia estacional de la repoblación (apartado anterior). Por un lado, se calcularon los coeficientes de correlación correspondientes a los datos reales. Por otro, se creó una serie simulada de 1000 datos, en la que los coeficientes de correlación se obtenían cada vez al ordenar aleatoriamente los datos de utilización de las distintas parcelas con respecto a sus características de la vegetación. Por último comprobaba en qué lugar de la distribución simulada se encontraban los coeficientes reales, para valorar su nivel de significación.

En segundo lugar, se realizaron comparaciones entre los distintos tipos de parcelas (p. e. de borde y de interior) utilizando un método igual al explicado para la influencia estacional de la repoblación (apartado anterior).

5 RESULTADOS

5.1 Influencia de la repoblación sobre las comunidades de aves

- *Patrones generales de riqueza y abundancia de aves*

La plantación de islotes de vegetación de La Higueruela acumuló un total de 13 especies a lo largo de todo el muestreo invernal, frente a sólo 10 especies encontradas en el campo abandonado de Santa Cruz. En primavera, el número total de especies fue el mismo para ambas localidades (7 especies), aunque el muestreo realizado en el campo reforestado fue más exhaustivo que en el campo abandonado. Teniendo en cuenta ambas estaciones juntas, el balance fue de 18 especies frente a 11 a favor del campo reforestado (**tabla 1**).

Estos patrones se compararon mediante las curvas de riqueza acumulada de especies para cada localidad en cada estación. Los coeficientes hallados para el modelo de ajuste MMF están recogidos en la **tabla 2** y las gráficas se presentan en la **figura 6**. Todas las diferencias entre los distintos pares de curvas fueron significativas al 95% de confianza, desde la primera unidad de muestreo, salvo las curvas invernales de ambas localidades que sólo difirieron significativamente a partir de la cuarta unidad de muestreo.

En las curvas puede observarse cómo el modelo de islotes presentó en invierno una mayor riqueza acumulada de especies al cabo de un número equivalente de muestreos que el campo abandonado. Además, la pendiente de la curva de riqueza acumulada para el total de 12 unidades de muestreo realizadas en ambas localidades, es el doble en La Higueruela que en Santa Cruz (0,617 y 0,307 respectivamente), lo que significa una mayor probabilidad de encontrar nuevas especies si se aumenta el número de muestreos.

Estas tendencias se revierten en primavera, encontrándose más especies en el campo abandonado para un número equivalente de muestreos, lo que significa que existe una interacción entre el factor localidad y el factor estación. Las curvas de riqueza presentan una pendiente baja en ambas localidades, es decir, están más estabilizadas y la

probabilidad de seguir encontrando nuevas especies es similar al cabo de los 9 muestreos realizados en Santa Cruz (se realizaron 18 en La Higuera; las pendientes fueron de 0,303 en La Higuera y de 0,349 en Santa Cruz).

En ambas localidades la riqueza acumulada de especies fue superior en invierno que en primavera.

Tabla 1. Especies encontradas en los muestreos en cada localidad y estación.

	LA HIGUERUELA (campo reforestado)		SANTA CRUZ (campo abandonado)	
	INVIERNO	PRIMAVERA	INVIERNO	PRIMAVERA
<i>Alectoris rufa</i>			X	X
<i>Columba palumbus</i>				X
<i>Upupa epops</i>	X			
<i>Alauda arvensis</i>	X		X	X
<i>Galerida cristata</i>	X	X		
<i>Galerida theklae</i>			X	X
<i>Lullula arborea</i>			X	
<i>Melanocorypha calandra</i>	X		X	X
<i>Anthus pratensis</i>			X	
<i>Motacilla alba</i>	X		X	
<i>Saxicola torquata</i>		X		
<i>Phylloscopus collybita</i>	X			
<i>Parus major</i>	X			
<i>Parus caeruleus</i>		X		
<i>Lanius meridionales</i>	X			
<i>Pica pica</i>	X	X		
<i>Sturnus unicolor</i>		X		
<i>Passer hispaniolensis</i>		X		
<i>Fringilla coelebs</i>	X		X	
<i>Carduelis cannabina</i>	X			X
<i>Carduelis carduelis</i>	X			
<i>Serinus serinus</i>		X		
<i>Emberiza calandra</i>	X		X	

Tabla 2. Coeficientes de ajuste de las curvas de riqueza acumulada de especies.

CURVAS DE RIQUEZA ACUMULADA DE ESPECIES		
Modelo MMF: $y = \frac{(a \cdot b + c \cdot x^d)}{b + x^d}$		
	INVIERNO	PRIMAVERA
Reforestación mediante islotes (La Higuera)	a = 0,4321 b = 17,5302 c = 36,0045 d = 0,9101	a = - 0,7680 b = 10,9800 c = 18,4667 d = 0,6865
Campo abandonado (Santa Cruz)	a = - 0,7364 b = 5,7356 c = 22,8626 d = 0,6289	a = 0,0271 b = 12,1486 c = 30,0042 d = 0,5899

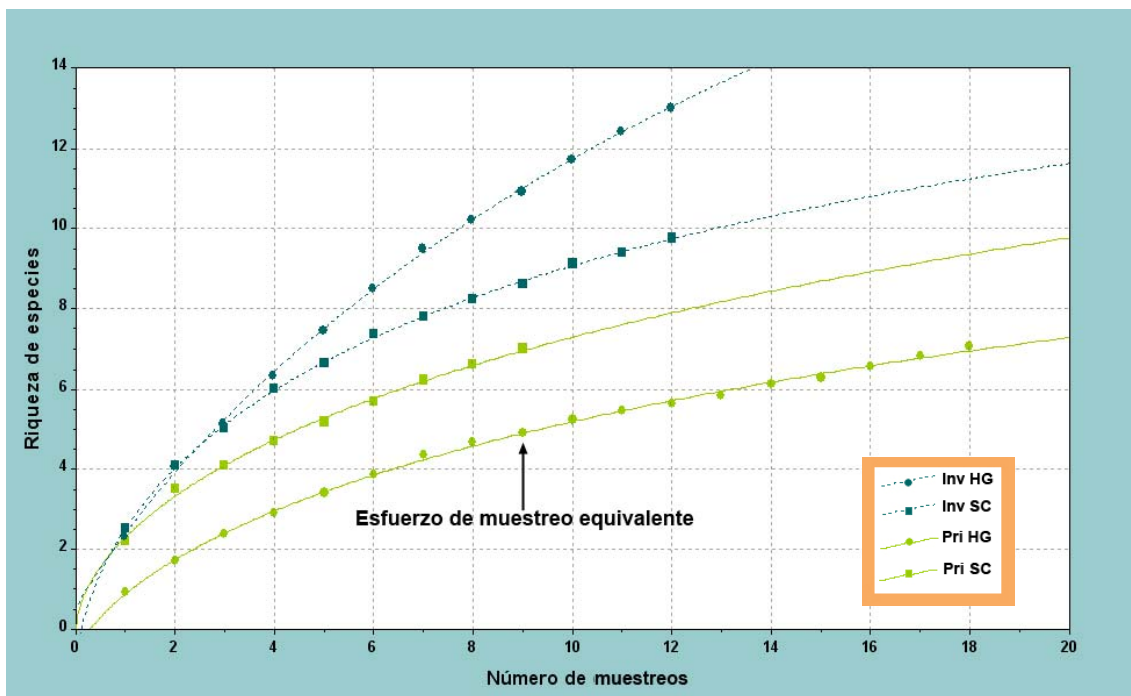


Figura 6. Curvas de riqueza acumulada de especies en cada localidad y estación. Se observa el número promedio de especies que esperan encontrarse en función del número de unidades de muestreo. La diferente pendiente de las curvas para un número de unidades de muestreo dado indica la probabilidad de seguir encontrando nuevas especies si se aumenta el número de muestreos (Inv = Invierno; Pri = Primavera; HG = La Higuera, modelo de islotes; SC = Santa Cruz, campo abandonado).

Los resultados anteriores contrastan con los obtenidos para la riqueza media de aves por unidad de muestreo, es decir, para una superficie de 0,78 ha y 15 minutos de muestreo.

En este caso, aunque también se mantiene una mayor riqueza de aves invernantes frente a las reproductoras (diferencia significativa para ambas localidades al 99% de confianza), la interacción entre el factor estación y el factor localidad no es significativa, presentando el modelo de reforestación de islotes una menor diversidad de aves en ambas estaciones. Estas diferencias entre localidades, sin embargo, sólo fueron significativas en primavera (**figura 7**).

Los patrones estacionales de abundancia media de aves son muy similares a los de la riqueza media. De hecho, el coeficiente de correlación entre ambas variables es superior a 0,8 en ambas estaciones (0,81 en invierno y 0,84 en primavera; **figura 7**).

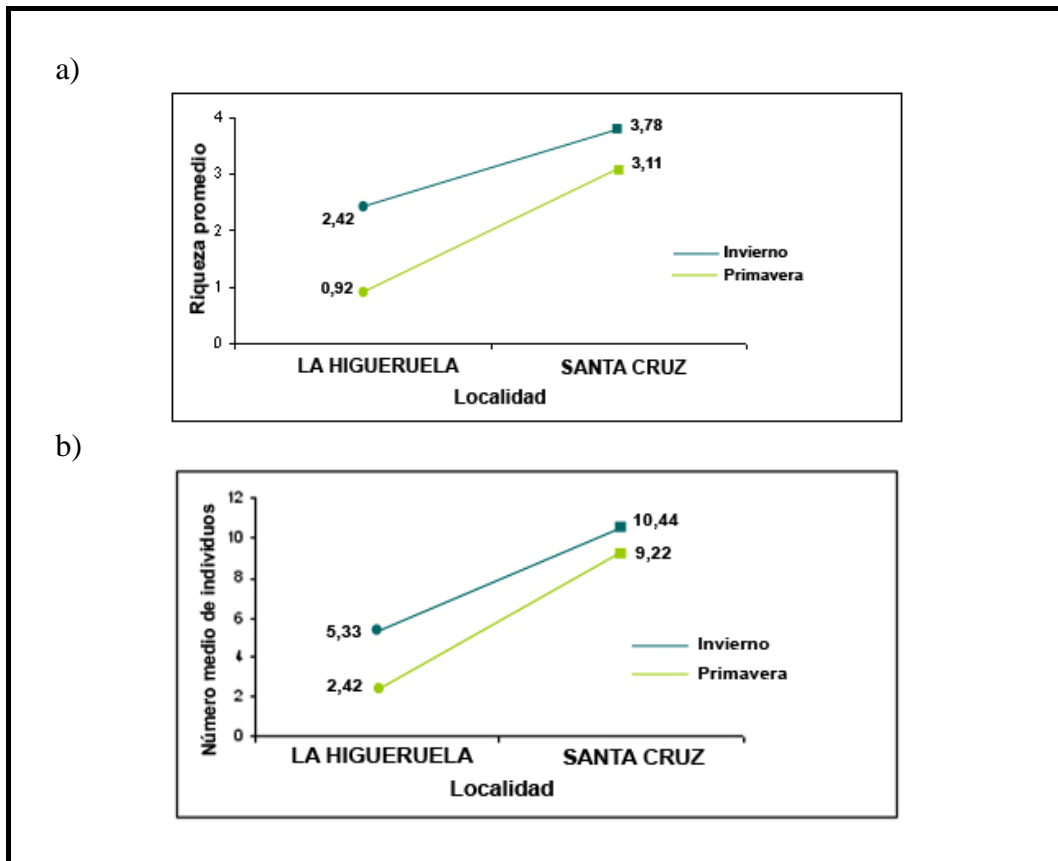


Figura 7. a) Riqueza promedio de especies por unidad de muestreo en cada localidad y estación. b) Abundancia promedio de aves por unidad de muestreo en cada localidad y estación. Las diferencias entre estaciones para cada localidad fueron significativas para un 99% de confianza, salvo en el caso de la abundancia de aves en La Higuera, que sólo lo fue para un 95% de confianza. Las diferencias entre localidades durante el invierno no fueron significativas, pero sí en primavera, tanto para la riqueza como para la abundancia de aves (99% de confianza). La interacción entre los factores localidad y estación no fue significativa para ninguna de las dos variables estudiadas.

- *Patrones específicos de abundancia*

En el campo abandonado se encontró mayor abundancia de especies características de espacios abiertos como la perdiz roja (*Alectoris rufa*) y la cogujada montesina (*Galerida theklae*), tanto en invierno como en primavera, y la alondra común (*Alauda arvensis*) solamente en invierno (**tabla 3**). Estas aves características de espacios abiertos no utilizaron tampoco el espacio de herbazal existente entre los islotes. Los parches de vegetación leñosa, sin embargo, favorecieron la invernada del mosquitero común (**tabla 3**). En primavera no existen efectos favorecedores sobre la única especie estrictamente forestal (herrerillo común, *Parus caeruleus*; **tabla 3**), aunque puede señalarse que algunas especies más generalistas, como la urraca (*Pica pica*), utilizaron activamente el hábitat generado por los islotes de vegetación. Se observaron nidos de urracas y una cierta constancia de gorriones morunos (*Passer hispaniolensis*), probablemente buscando el refugio térmico de la vegetación leñosa.

Tabla 3. Abundancia de las especies de aves encontradas por unidad de muestreo para las estaciones de invierno y primavera. En rojo se muestran las especies con mayor abundancia en el campo reforestado de La Higuera y en azul las de mayor abundancia en el campo abandonado (*p<0,05; **p<0,001).

	INVIERNO			PRIMAVERA		
	media HG	media SC	HG-SC	media HG	media SC	HG-SC
<i>Alectoris rufa</i>		2,083	-2,083 **		2,778	-2,778 **
<i>Columba palumbus</i>					0,111	-0,111
<i>Upupa epops</i>	0,083		0,083			
<i>Alauda arvensis</i>	0,083	1,833	-1,750 **		0,333	-0,333
<i>Galerida cristata</i>	0,167	0,083	0,083			
<i>Galerida theklae</i>		0,583	-0,583 *		2,333	-2,333**
<i>Lullula arborea</i>		0,333	-0,333			
<i>Melanocorypha calandra</i>	0,083	0,083			0,111	-0,111
<i>Anthus pratensis</i>		0,250	-0,250			
<i>Motacilla alba</i>	0,167	0,167				
<i>Saxicola torquata</i>					0,056	0,056
<i>Phylloscopus collybita</i>	2,000		2,000 **			
<i>Parus major</i>	0,167		0,167			
<i>Parus caeruleus</i>					0,389	0,389
<i>Lanius meridionalis</i>	0,083		0,083			
<i>Pica pica</i>	0,333		0,333		0,994	0,994
<i>Sturnus unicolor</i>					0,167	0,167
<i>Passer hispaniolensis</i>					0,444	0,444
<i>Fringilla coelebs</i>	0,167	0,583	-0,417			
<i>Carduelis cannabina</i>	0,083	0,000	0,083		0,111	-0,111
<i>Carduelis carduelis</i>	1,667	0,000	1,667			
<i>Serinus serinus</i>					0,056	0,056
<i>Emberiza calandra</i>	0,250	0,167	0,083			

5.2 Patrones de utilización de los islotes de vegetación por las aves



Figura 8. Mosquitero común (*Phylloscopus collybita*). El mosquitero común se vio favorecido por la repoblación durante su invernada utilizando más activamente los islotes más externos de la reforestación Autor: Francisco Javier Chamizo Muñoz.

No se observan patrones de uso diferencial de los islotes reforestados considerando cada una de las especies por separado, con la única excepción del mosquitero común en las parcelas exteriores.

Tampoco hay correlaciones significativas entre la riqueza o la abundancia de las aves y las características de cobertura, altura y volumen de la vegetación. Los coeficientes de correlación obtenidos son bajos (0,030 a 0,393 en invierno y -0,054 a -0,469 en primavera). No existen, por tanto, efectos de la heterogeneidad estructural de la vegetación sobre las comunidades de aves en La Higuera.

Los islotes más externos (de borde) fueron utilizados más activamente que el resto por mayor número de especies e individuos y por el mosquitero común (*Phylloscopus collybita*; **figura 8**) durante el invierno, aunque estas tendencias no se mantienen en primavera. La cercanía a la otra mancha de encinas o la presencia de posaderos artificiales no afectaron a la utilización de los islotes por las aves.

6 DISCUSIÓN

El progresivo abandono de las explotaciones agrícolas en las zonas menos productivas de la Unión Europea está dando lugar a la utilización de los terrenos abandonados para la plantación de especies leñosas, con los objetivos de aumentar los recursos forestales disponibles, contribuir a la absorción de carbono y favorecer el mantenimiento de la biodiversidad en el medio rural (Reglamentos EEC 2080/92, EC 1257/99 y EC 1783/2003, ver **apéndice**).

Ante la posibilidad de que las comunidades de aves de alto valor ecológico que dependen de los sistemas agrarios extensivos se vean perjudicadas en este nuevo escenario, es necesario plantear propuestas que busquen compatibilizar estas políticas de reforestación y el mantenimiento de la diversidad forestal asociada a ellas con la conservación de poblaciones de especies características de espacios abiertos.

Este trabajo evalúa si la propuesta alternativa de reforestación de “Islotes en Mares Agrícolas” (Rey Benayas *et al.*, 2008) actúa positivamente en este sentido utilizando la única plantación experimental que existe hasta el momento de este modelo en La Higuera (Toledo). Los resultados globales indican que la introducción de masas arboladas de estas características excluye a nivel local especies propias de ambientes abiertos. Tampoco existen efectos favorecedores de este sistema sobre la nidificación de especies forestales, pero sí se aprecia una tendencia de los islotes a favorecer su invasión. Se proponen algunas medidas para mejorar su diseño.

6.1 Diferencias estacionales en los efectos de la repoblación sobre la comunidad de aves

Existe un hecho diferencial en la fenología de muchas especies animales, en particular, de aves que puede explicar las variaciones interestacionales encontradas. En la época postreproductiva, la mayoría de las especies aumentan sus posibilidades de movimiento. Durante el invierno, cuando los días son más cortos, los individuos llegan a condicionar

todo su comportamiento a la búsqueda de alimento y realizan grandes desplazamientos. En primavera, las especies dedican gran parte de su actividad vital a la cría y al cuidado del nido y de los pollos y se alejan pocas veces de ellos.

Por ejemplo, varios estudios han comprobado la importancia de la abundancia regional de distintas especies de aves para determinar su nivel de ocupación de hábitats subóptimos (Preston, 1960; Haila *et al.*, 1993). Según ellos, especies más abundantes ocuparían un mayor número de parches de hábitat que las menos frecuentes. Sin embargo, Tellería & Santos (1997) encontraron que esta teoría general no se mantenía en la época reproductiva porque la fidelidad y la unión al sitio de cría puede provocar reticencia en los individuos a abandonar los fragmentos que ocuparon otros años o que son más aptos para la reproducción, independientemente de su abundancia.

Considerando que ampliar el esfuerzo de muestreo para aumentar el número de especies registradas implicaría la incorporación de especies cada vez más raras y que la riqueza media de las especies encontrada por unidad de muestreo es un indicador relacionado positivamente con el número de ellas que son constantes en un hábitat, podemos interpretar los resultados obtenidos en relación a las riquezas acumulada y media de aves como sigue.

La riqueza acumulada de especies para esfuerzos de muestreo equivalentes fue mayor durante el invierno en la reforestación de La Higuera que en el campo abandonado, independientemente del número de muestreos considerados, a partir de la cuarta unidad de muestreo. Sin embargo, en primavera el resultado es inverso, tanto para la riqueza acumulada, como para la riqueza promedio de especies. Esto se puede interpretar como que existe un conjunto de especies registradas en el muestreo invernal que no tienen una presencia habitual en los islotes ni crían en ellos. Para justificar estas observaciones, cabe tener en cuenta cuáles son las características de la avifauna forestal que podría utilizar la repoblación, y de la avifauna forestal ibérica en general.

La Península Ibérica se sitúa entre la Región Eurosiberiana y la Región Mediterránea, y tiene un relieve bastante diverso. Esto permite que pueda ser ocupada por pisos de vegetación muy diversos, con sus correspondientes formaciones arbóreas naturales. Sin embargo, la explotación agrícola, ganadera y forestal ha reducido enormemente su masa

forestal. Los bosques de las regiones más aptas para la agricultura y ganadería han sido talados, adehesados o transformados en masas arbustivas informes como consecuencia del carboneo o de las sacas de leña. Sólo en algunos enclaves montañosos se han mantenido masas forestales más o menos naturales. Por otro lado, desde los años 50, y paralelamente al abandono de la población rural de las peores áreas agrícolas (especialmente de montaña), se inicia una política de reforestación con especies de crecimiento rápido. De esta forma, aparecen en muchas regiones antes ocupadas por pastos y matorrales extensas masas de joven arbolado.

Si a la acción humana arriba comentada unimos razones biogeográficas, podemos entender la situación de la avifauna forestal ibérica. La avifauna forestal paleártica parece tener su óptimo en los bosques caducifolios centroeuropeos, desde donde disminuye su abundancia y variedad. En los bosques del extremo suroccidental de Europa hay, por lo tanto, un aparente deterioro de las condiciones óptimas para estas aves, que tienden a disminuir o a recluirse en enclaves montañosos cuanto más avanzamos hacia el sur peninsular, aunque se trate de especies bastante ubicuas y poco exigentes (es decir, estamos en los límites meridionales de su distribución continental). En el caso de especies grandes, el deterioro ambiental natural, acentuado por la fragmentación de los bosques, hace que sus poblaciones hayan desaparecido de los enclaves más sureños donde pudieron haber estado (p.e. el urogallo *Tetrao urogallus* o algunos pájaros carpinteros como el pito negro *Dryocopus martius*) y que encuentren sus áreas de cría más meridionales en la mitad norte peninsular.

La llegada del invierno, en cambio, supone notables cambios en el significado de ciertos bosques ibéricos. Aunque la mayoría de las especies a las que se refiere el párrafo anterior, permanecen en las mismas zonas donde se reprodujeron, muchas otras aves forestales ibéricas, junto con las procedentes del centro y norte de Europa, se desplazan hacia los sectores más térmicos y productivos de la Península Ibérica. Muchos árboles y arbustos mediterráneos con fenología de fructificación predominantemente invernal se convierten en destacados soportes alimentarios de esta masa de invernantes. Los bosques más atemperados de los pisos Meso y Termomediterráneo, las dehesas de encinas y alcornoques, los sabinars, los matorrales, los olivares e incluso los cultivos, adquieren así una importancia relevante en el mantenimiento de la avifauna invernante (Tellería, 1992).

Los pequeños bosquetes existentes en las tierras más bajas del centro-sur peninsular, generalmente dominadas por una matriz agrícola, han sido estudiados por algunos autores, encontrándose una importante ocupación invernal por algunas especies que, con la llegada de individuos europeos, se convierten en súper-abundantes y son capaces de ocupar estos pequeños retazos de hábitat (Tellería & Santos, 1997). Teniendo en cuenta que durante el invierno las aves son mucho más móviles y pueden realizar desplazamientos entre unos y otros fragmentos de hábitat, se atribuye la mayor riqueza acumulada invernal a un mayor número de transeúntes que son recogidos en mayor medida en los censos de La Higuera debido a que la presencia de los islotes puede atraer a muchas especies ubicuas o generalistas forestales.

Esto es coherente con la mayor riqueza de aves encontrada en los islotes de encinas más externos, ya que constituyen el primer punto de encuentro con la reforestación para individuos divagantes. Esto último también sugiere que los islotes pueden jugar un papel importante en la conectividad de los hábitats forestales en estos sistemas y que su disposición espacial puede diseñarse para mejorarla.

Por otro lado, La Higuera muestra una diferencia significativa en la riqueza media de aves con respecto a Santa Cruz en primavera (0,92 frente a 3,11), lo que puede interpretarse como un menor número de aves que muestran constancia en el hábitat durante la época de cría. Esto significa que la calidad del hábitat creado por la repoblación de La Higuera como espacio de cría para las especies de aves que potencialmente podrían reproducirse en los islotes es baja. Efectivamente, exceptuando las especies características de los espacios abiertos agrícolas, que anidan en el suelo, en los campos de cultivo o en sus márgenes, las especies más forestales tampoco encontraron en los islotes reforestados un hábitat óptimo para la cría. Esto puede tener varios factores explicativos.

En primer lugar, uno de los patrones más constantemente observados en la estructura de las comunidades de aves forestales es la estrecha relación entre diversidad fisonómica (vertical u horizontal) de la vegetación y la riqueza de especies que encuentran recursos adecuados para desarrollar su actividad (Wiens, 1989). Sin embargo, cuando los parches de hábitat se caracterizan por una pequeña extensión, no existe una heterogeneidad

estructural importante para las aves, por razones obvias de tamaño y además, surgen otros problemas que interfieren en la nidificación. Por ejemplo, un grupo importante de aves forestales se caracterizan por ser “trogloditas”, es decir, por construir sus nidos en oquedades en los troncos de los árboles. La abundancia de huecos está condicionada por el número de árboles grandes o muertos, y puede convertirse en un factor limitante en parches demasiado pequeños o demasiado jóvenes (Tellería, 1992). Ambas características se dan en La Higuera. Existe otro tipo de aves que construyen sus nidos en el suelo, o en las ramas de los árboles. Estos nidos son más accesibles al ataque de cualquier depredador (p. e. micromamíferos de ecotono u otras aves depredadoras de huevos y pollos). Muchos trabajos han demostrado que el riesgo de depredación de los nidos aumenta significativamente con el efecto borde y con la disminución del tamaño de los parches forestales (Santos & Tellería, 1991; Santos & Tellería, 1992; Tellería & Santos, 1992).

Los resultados opuestos que se han obtenido para la riqueza acumulada y la riqueza promedio de especies confirman sólo en parte la **hipótesis H1** (*La riqueza de aves será mayor en el campo reforestado*). Como se discute en este epígrafe, el cumplimiento de la hipótesis debe matizarse en función de las dos medidas de riqueza y de la estación.

La abundancia de aves sigue el mismo patrón que la riqueza promedio, por lo que sus resultados apoyan también los planteamientos expuestos. La **hipótesis H2** (*Las abundancias no difieren entre localidades*) no se cumple. Se consideraba probable que hubiera pequeñas disminuciones primaverales en el campo reforestado que se convierten, según los resultados, en diferencias significativas.

6.2 Implicaciones del diseño para la conservación de las aves

Ha sido repetidamente señalado en la literatura que la presencia de pequeños fragmentos de hábitat forestal resulta muy interesante para mantener una cierta diversidad en los paisajes muy humanizados (Bennett *et al.*, 2004; Duelli & Obrist, 2003) y que muchas especies características de medios arbolados pueden encontrar recursos en ellos sólo con

la implementación de adecuadas modificaciones en el diseño y el manejo de las plantaciones (Lindenmayer & Hobbs, 2004).

Los resultados del estudio sobre la abundancia de especies concretas indican que la presencia de los islotes en La Higuera no fue favorable a las aves propias de espacios abiertos, puesto que el número de varias de ellas disminuyó con respecto al campo abandonado. Una especie forestal se vio claramente favorecida por la repoblación, aunque sólo en invierno. Se cumple por tanto la **hipótesis H3** (*La abundancia de especies características de espacios abiertos disminuirá y la de especies forestales aumentará en el campo reforestado y con respecto al campo abandonado*). No obstante, las siguientes características serían deseables para aumentar la utilización de los islotes en mares agrícolas por parte de las especies forestales:

Tamaño de los islotes: varios estudios sobre el efecto del tamaño de los fragmentos forestales en la diversidad de aves recomiendan que se diseñen plantaciones forestales en forma de fragmentos lo más grandes posibles, siempre que el objetivo sea aumentar la diversidad de las aves que los utilizan (Bennett *et al.*, 2004; Brotons & Herrando, 2001; Díaz, *et al.*, 1998; Santos *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2006). No obstante, el modelo de islotes entra aquí en un compromiso entre la superficie dedicada a la plantación y la superficie restante para usos agrícolas, que es considerada fundamental. Además, la estructura de la propiedad de las tierras en España, es predominantemente minifundista, por lo que no favorece plantaciones de tamaño medio-grande. El tamaño sería especialmente importante en las revegetaciones con coníferas, tal y como demuestran Santos *et al.* (2006) y sobre todo en las zonas más meridionales de la Península (Díaz *et al.*, 1998).

Disposición de los islotes: Aunque comparado con el tamaño, el aislamiento parece ser un factor secundario en la ocupación de los fragmentos forestales por las aves, resulta conveniente procurar una disposición de las plantaciones que favorezca la conectividad del hábitat forestal. Esto es a su vez especialmente importante si los islotes no pueden ser muy grandes. En cualquier caso, al contrario de lo que ocurre en los bosques centroeuropeos, donde el aislamiento de los fragmentos forestales tiene efectos muy negativos sobre la avifauna, en los bosques mediterráneos resulta un factor de segundo orden en el diseño de estrategias de plantación destinadas a conseguir altas diversidades

de aves. Este resultado puede atribuirse a la relativa escasez de especialistas forestales en los bosques mediterráneos (Blondel & Aronson, 1999; Santos *et al.*, 2002). En La Higuera no se apreció ninguna influencia de la cercanía a otros parches forestales. No se cumple la **hipótesis H4** (*Las parcelas más cercanas a otros parches forestales presentarán mayor riqueza y abundancia*).

Estructura y composición de la vegetación: La plantación de pequeños islotes de árboles coetáneos de la misma especie tiene también algunos problemas que solventar. En primer lugar, no se desarrolla una heterogeneidad estructural que sea relevante desde el punto de vista de las aves. Esto está refrendado por los resultados de este estudio, ya que no se encuentra relación significativa entre ninguna de las características estructurales de la vegetación y las medidas de riqueza o abundancia de aves (se incumple la **hipótesis H5**: *Se esperan correlaciones entre la abundancia de distintas especies y la cobertura de la vegetación en distintos intervalos de altura*). Las causas son varias: la juventud de la plantación, la inexistencia de diferentes clases de edad, el propio tamaño de los islotes, o la ausencia de un manejo forestal adecuado. En cualquier caso, promover una heterogeneidad estructural, tanto vertical como horizontal, en un tamaño forestal adecuado puede permitir la coexistencia de un mayor número de especies de aves con distintos requerimientos (Benton *et al.*, 2003; Tellería, 1992; Wiens, 1989). Igualmente, el escaso desarrollo de los bosquetes hace que exista una ausencia absoluta de árboles altos, viejos o con huecos con lo que se excluye a todas las especies forestales que requieren estas características para anidar o alimentarse (p. e. el picogordo *Coccothraustes coccothraustes*, anida en árboles a gran altura; Purroy, 1997). Se debería promover asimismo un manejo que favoreciese el desarrollo de árboles grandes con una menor densidad de pies y un estrato arbustivo inferior. Además, sería deseable introducir diferentes especies forestales para crear una plantación mixta, ya que algunas especies mediterráneas están especializadas en la explotación de ciertos árboles como pinos y sabinas (p.e. el carbonero garrapinos *Parus ater* o el herrerillo capuchino *Parus cristatus*), quejigos (p.e. el mito *Aegithalos caudatus*), etc.

En cuanto al desfavorecimiento de las especies de aves propias de espacios abiertos, es un hecho que éstas no hacen un uso activo de los parches forestales. Sin embargo, sería necesario realizar estudios que analicen la escala espacial a la que actúan los efectos

perjudiciales (si los hay) de las plantaciones sobre la avifauna agrícola. Es decir, ampliar el conocimiento sobre qué proporciones de hábitat forestal son admisibles, o a qué distancia se extienden los efectos de una plantación sobre el hábitat deforestado circundante. Así podrían diseñarse las reforestaciones de islotes de forma que hicieran compatible la conservación de aves forestales y aves de espacios abiertos. Por ejemplo, en La Higuera se observó una utilización preferente de las parcelas más externas de la plantación, lo que puede interpretarse como un efecto borde con influencia positiva sobre algunas especies.

6.3 Limitaciones del estudio

A la hora de interpretar correctamente los resultados de un trabajo como éste resulta también importante la comparación con la abundancia regional de las distintas especies. En efecto, las aves susceptibles de utilizar un determinado fragmento de hábitat de nueva creación son aquellas que aparecen dentro del *pool* de especies a escala más amplia. Además, aquellas especies más abundantes tendrán mayores probabilidades de aparecer (“sampling hypothesis”; Preston, 1948; Preston 1960). Esta relación entre la abundancia regional y la presencia local de especies se percibe especialmente cuando la calidad del hábitat no es la óptima. Así, cuanto peor es la calidad del hábitat se van perdiendo las especies más raras o más exigentes, mientras que permanecen las más comunes y generalistas (“nested pattern”; Patterson & Atmar, 1986). Este tipo de datos no se ha tenido en cuenta en este trabajo, lo que limita en parte la obtención de conclusiones sobre causalidad en los patrones observados de utilización de los islotes por las aves.

Otro problema que presenta la interpretación de resultados en este trabajo es que, en el marco de la propuesta de restauración ecológica denominada “Islotes en Mares Agrícolas”, el experimento de La Higuera es susceptible de mejoras, al menos en lo que se refiere a la conservación de la diversidad de aves. Dicho experimento tuvo en su origen el objetivo de evaluar el efecto de ciertos tratamientos como el riego o el sombreado artificial sobre plantones de encina introducidos en campo. Aunque posteriormente ha servido para inspirar y estudiar la propuesta de los islotes, su diseño

no resulta el más adecuado. Pueden plantearse mejoras que harían de los islotes un medio mucho más adecuado para la utilización por las especies de aves. No obstante, es obvio que poner en marcha experimentos de este tipo a largo plazo es complicado y costoso, y hasta ahora sólo existe el ejemplo de La Higuera, por lo que era interesante afrontar el estudio, al menos, de forma exploratoria.

6.4 Otras consideraciones

La Forestación de Tierras Agrarias, tal como recogía en su origen el Reglamento Europeo EEC 2080/92, no tenía entre sus objetivos la contribución a la conservación de la biodiversidad animal. A partir de la reforma de la PAC de 1999, la FTA pasa a formar parte de las medidas de los Programas de Desarrollo Rural y es hacia 2003 cuando comienza a consolidarse el concepto de medio rural como productor de biodiversidad. A partir de entonces, uno de los argumentos que se esgrimen para el pago de los subsidios a los agricultores por la puesta en práctica de toda una serie de medidas de corte ambiental, entre las que se encuentra la FTA (especialmente en el caso de aquellos cuyas tierras estén comprendidas en áreas pertenecientes a la Red Natura 2000), es su limitación productiva debido a su contribución a la conservación de la diversidad biológica.

Así, la FTA se contempla hoy, como una forma de recuperar las formaciones forestales que cubrían antiguamente la Península Ibérica y reconstruir las comunidades faunísticas asociadas, ante la necesidad de abandonar tierras agrícolas. Ante este planteamiento es preceptivo cuestionarse si realmente es deseable la sustitución de las comunidades de aves esteparias y agrícolas por las comunidades forestales que ocupaban antiguamente los bosques ibéricos.

Esto resulta particularmente conflictivo si tenemos en cuenta que la avifauna presente en el área mediterránea está predominantemente asociada a ambientes deforestados (26,7% frente a un 22,8% de las aves de humedales y un 20,3% de las aves forestales); que de las 115 especies consideradas como SPEC, incluidas en la lista roja de la IUCN o consideradas de “interés comunitario” por la directiva HABITAT, el 40% son

especies de hábitats abiertos y agrarios y sólo el 8,7% son especies forestales; que para la avifauna cuya área de distribución se encuentra en la región mediterránea en más del 80%, también existe una tendencia significativa a la disminución de la diversidad cuando pasamos de hábitats más abiertos a otros más forestales; y que de las especies de aves ligadas a los espacios abiertos, la mayoría están concentradas fundamentalmente en el Mediterráneo occidental (25 frente a 12 en el oriental y 2 en el mediterráneo central; no obstante, ver a Covas & Blondel, 1998). Lo mismo ocurre para las especies características de matorral, pero no para las especies forestales (datos procedentes del estudio realizado por Moreira & Russo, 2007).

También podría discutirse si realmente resulta posible restaurar en tierras agrarias abandonadas que han sido cultivadas durante mucho tiempo las comunidades vegetales y faunísticas características de los antiguos bosques ibéricos, ya sea por limitaciones socioeconómicas, ambientales o biogeográficas (Díaz *et al.*, 1998). Sin embargo, la realidad es que el futuro de las tierras agrícolas menos productivas es su desaparición y, probablemente, sea difícil evitar los grandes cambios que se avecinan mediante políticas de subvenciones destinadas a mantener la agricultura tradicional con el objeto de conservar la actual biodiversidad de los hábitats agrícolas. Por ello, y ante la progresiva pérdida de calidad de los hábitats y paisajes para estas especies, puede justificarse el planteamiento alternativo de reconvertir, al menos parte de estos terrenos, en masas forestales que, además, tienen otros valores económicos y ambientales (como la madera y otros productos forestales o la contribución al secuestro de carbono).

Además, cabe la posibilidad de que pueda compatibilizarse el incremento de la superficie forestal y de sus aves asociadas con el mantenimiento de poblaciones saludables de especies agrícolas y esteparias. De esta forma se incrementaría la heterogeneidad ambiental y con ella, la diversidad a nivel regional al enriquecerse la fauna con especies forestales que podrían incluso contribuir a la consolidación de algunas poblaciones de especies de interés a nivel europeo. Un tema clave en este proceso es encontrar la escala idónea a la que plantear el sistema de parches forestales. Estudiar esto y ponerlo en relación con las características biológicas de los distintos grupos taxonómicos que podrían favorecerse es hoy una asignatura pendiente. Más aún cuando sabemos que la pérdida de heterogeneidad ambiental a múltiples escalas espaciales y temporales como consecuencia de los cambios en el mundo rural es

responsable del declive de la biodiversidad en estos medios (Benton *et al.*, 2003). También es necesario disponer de cauces y actitudes de transferencia del conocimiento científico a los sistemas colectivos de decisión, planificación y gobierno y desarrollar actitudes dispuestas a tener en cuenta nuevas propuestas como la planteada en este trabajo de reforestación de “Islotes en Mares Agrícolas”.

7 CONCLUSIONES

1. El modelo de “Islotes en Mares agrícolas” presentó una mayor riqueza acumulada de especies que el campo abandonado y una mayor probabilidad de encontrar nuevas especies al aumentar el esfuerzo de muestreo solamente en invierno. Esta tendencia se revierte en primavera.
2. El modelo de islotes presentó una menor riqueza media de especies por unidad de muestreo en primavera respecto al campo abandonado.
3. El patrón de abundancia es similar al de riqueza media, es decir, existe una mayor abundancia de individuos en el campo abandonado que en el campo con los islotes en primavera.
4. Las aves características de espacios abiertos (cogujada común y alondra común, entre otras) no utilizaron el campo reforestado en invierno ni en primavera.
5. Existen diferencias estacionales en la utilización de los islotes por las aves características de medios arbolados (mosquitero común en este estudio). No hay efectos favorecedores de su abundancia durante la época de cría; sin embargo, en la estación invernal se observó la ocupación de los islotes por esta especie.
6. Las características estructurales de la vegetación de los islotes reforestados no influyó en su utilización diferencial por las aves. Ello significa que no existe suficiente heterogeneidad entre los islotes o existen otros factores que limitan su importancia.
7. Los islotes más externos, en contacto con la matriz agrícola, fueron más utilizados por las aves durante el invierno que los islotes más internos. En cambio, la proximidad a otros islotes similares no tuvo ningún efecto en el contexto de estudio.

8. El diseño de los islotes reforestados utilizado en La Higuera podría mejorarse para favorecer a las aves características de medios arbolados, tanto en la invernada como en la época reproductiva. Se recomienda aumentar su tamaño, planificar su disposición espacial a escala amplia, incrementar la diversidad de especies leñosas y realizar un manejo que persiga menores densidades de árboles, la existencia de árboles grandes y un estrato arbustivo bien desarrollado.
9. Debe estudiarse más profundamente y a escalas espaciales más amplias el efecto que la introducción de islotes de vegetación leñosa en paisajes agrícolas extensivos tiene sobre la avifauna especialista de espacios abiertos para encontrar pautas de diseño compatibles con su conservación.
10. Dadas las dificultades para poner en marcha experimentos similares con el intervalo temporal necesario para ello, debe avanzarse primero en el conocimiento de los factores más importantes para el diseño del modelo de islotes, a partir de fragmentos forestales existentes o de forestaciones ordinarias de tierras agrícolas. Simultáneamente, pueden ponerse a punto nuevas plantaciones experimentales que puedan ser estudiadas al cabo de varios años.

8 AGRADECIMIENTOS

El asesoramiento de Luis M. Carrascal, mi codirector de tesis, ha sido de inestimable ayuda para la realización de este trabajo. Mi más sincero agradecimiento para él.

Agradezco también a las siguientes instituciones y proyectos por su financiación: Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y Fondo Social Europeo, a través de una ayuda de Formación de Personal Investigador; Máster Oficial en Restauración de Ecosistemas (Univ. de Alcalá de H., Univ. Complutense de Madrid, Univ. Politécnica de Madrid. y Univ. Rey Juan Carlos); Programa de Actividades de I+D de la Comunidad de Madrid sobre restauración del medio natural REMEDINAL (CAM S-0505/AMB/0355), Proyecto CGL2007-60533/BOS (“Efectos de la revegetación (pasiva y activa) en la dinámica y diversidad de especies leñosas y aves”) de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología.

9 BIBLIOGRAFÍA

- Baudry, J. 1991. Ecological consequences of grazing extensification and land abandonment: Role of interactions between environment, society and techniques. *Options Méditerranéennes – Séries seminaries* **15**: 13-19.
- Bennett, S.F., Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Swetnam, R.D. & Mac Nally, R. 2004. Do regional gradient in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological conservation* **119**: 191-206.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* **18**(4): 182-188.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & Mustoe, S. H. 2000. *Bird Census Techniques*, Academic Press, London.
- Signal, E.M. & McCracken, D.I. 1996. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* **33**: 413-24.
- Blondel, J. & Aronson, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press. Oxford.
- Bot, A.J., Nachtergaele, F.O. & Young, A. 2000. *Land Resource Potential and Constraints at Regional and Country Levels*. Land and Water Development Division, FAO, Rome (<ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/wsr.pdf>).
- Bota, G. 2002. *Aproximació a la situació de l'ornitofauna estèpica a Catalunya*. Jornades Tècniques Internacionales de Conservació i Gestió de Zonas Estèpiques, Lleida.
- Brickle, N.W., Harper, D.G.C., Aebischer, J., Cockaine, S.H. 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* **37**: 742-755.
- Brotons, L. & Herrando, S. 2001. Factors affecting bird communities in fragments of secondary pine forests in the north-western Mediterranean basin. *Acta Oecologica* **22** (1): 21-31.
- Bullock, J.M., Pywell, R., Coulson, S.J. 2002. Plant dispersal and colonisation processes at local and landscape scales. En: Bullock, J.M., Kenward, R.E. & Hails, R. (eds.) *Dispersal Ecology*. Blackwell Science, Oxford.
- Camprodon, J. & Brotons, L. 2006. Effects of undergrowth clearing on bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm Oak forests. *Forest Ecology and Management* **221**: 72-82.
- Carrascal, L.M. 2004. Distribución y abundancia de las aves en la Península Ibérica. Una aproximación biogeográfica y macroecológica. pp. 155-189 en Tellería, J.L. (ed): *La Ornitología hoy. Homenaje al Profesor Francisco Bernis*. Editorial Complutense, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Chace, J.F. & Walsh, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* **74**(1): 46-69.
- Chamberlain, D.E., Wilson, A.M., Browne, S.J. & Vickery, J.A. 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology* **36**:

- 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**: 771-788.
- Clements, F.E. 1949. *Dynamics of vegetation*. The H.W. Wilson Company, New York, USA.
- Covas, R. & Blondel, J. 1998. Biogeography and history of the Mediterranean bird fauna. *Ibis* **140**: 395-407.
- De Juana, E., Santos, T., Suárez, F. & Tellería, J.L. 1988. Status and conservation of steppe birds and their habitats in Spain. pp. 113-123. En Goriup, P. (ed.). *Ecology and Conservation of Grassland Birds*. ICBP, Cambridge.
- De Juana, E. 2005. Steppe birds: a characterisation. pp. 25-48 en Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S. & Camprodon, J. (eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Barcelona.
- De la Montaña, E., Rey Benayas, J.M. & Carrascal, L.M. 2006. Response of birds communities to silvicultural thinning of Mediterranean maquis. *Journal of Applied Ecology* **43**: 651-659.
- Díaz, M. & Tellería, J. L. 1994. Predicting the effects of agricultural changes in central Spanish croplands on seed-eating overwintering birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **49**: 289-298.
- Díaz, M., Carbonell, R., Santos, T. & Tellería, J.L. 1998. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateau: biogeography, landscape and vegetation effects. *Journal of Applied Ecology*, **35**: 562-574.
- Duelli, P. & Obrist, M.K. 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* **4**: 129-138.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**(1): 169-175.
- Ehrlich, P.R. & Daily, G.C. 1993. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio* **22**: 64-68.
- Estrada, J., Folch, A., Mañosa, S., Bonfil, J., González-Prat, F. & Orta, J. 1997. Aves de las áreas estépicas catalanas: distribución y abundancia. Pp. 55-70, en *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. Almerimar (El Ejido-Almería), 15-19 de sept. 1994.
- FAO. 1999. *The State of Food Insecurity in the World 1999*. FAO, Rome (<http://www.fao.org/docrep/007/x3114e/x3114e00.htm>).
- FAO. 2006. *The Global Forest Resources Assessment 2005*. FAO, Rome (URL:<http://www.fao.org/forestry>).
- FAO. 2007. Global cereal supply and demand brief. *Crop prospects and food situation* **6** (<http://www.fao.org/docrep/010/ah877e/ah877e00.htm>).
- Farina, A. 1995. Distribution and dynamics of birds in a rural sub-Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning* **31**(1-3): 269-280.
- Firbank, L. G., Smart, S. M., Crabb, J., Critchley, C. N. R., Fowbert, J. W., Fuller, R. J., Gladders, P., Green, D. B., Henderson, I. & Hill, M. O. 2003. Agronomic and ecological costs and benefits of set-aside in England. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **95**: 73-85.
- Foley, J.A. et al. (19 authors). 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**: 570-574.
- Fu, B.J., Hu, C.X., Chen, L.D., Honnay, O. & Gulinck, H. 2006. Evaluating change in agricultural landscape pattern between 1980 and 2000 in the Loess hilly region of Ansai County, China. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* **114** (2-4): 387-396.

- Gómez Sal, A. & González García, A. 2007. A comprehensive assessment of multifunctional agricultural land-use systems in Spain using a multi-dimensional evaluative model. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* **1** (1): 82-91
- González Bernáldez, F. 1988. Las estepas y pseudoestepas: el interés de las zonas secas españolas. *La Garcilla* **71/72**: 4-7.
- Hagemeijer, W.J.M., Blair, M.J. (eds.). 1997. *Atlas of European Breeding Birds*. T. & A.D. Poyser, London.
- Haila, Y., Hanski, I.K. & Ravió, S. 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the "sampling" colonization hypothesis corroborated. *Ecology* **74**: 714-725.
- Höchtel, F., Lehringer, S., Konold, W. 2005. "Wilderness": what it means when it becomes a reality – a case study from the southwestern Alps. *Landscape and Urban Planning* **70**: 85-95.
- James, F.C. Rathbun, S. 1981. Rarefaction, relative abundance and diversity of avian communities. *The Auk* **98**: 785-800.
- Jiménez Valverde, A. & Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* **8**: 151-161.
- Kerr, J.T. & Cihlar, J. 2004. Patterns and causes of species endangerment in Canada. *Ecological Applications* **14**: 743-753.
- Khanal, N.R. & Watanabe, T. 2006. Abandonment of agricultural land and its consequences. *Mountain Research and Development* **26**: 32-40.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J., Steffan-Dewenter, I., Tschamntke, T., Verhulst, J., West, T.M., & Yela, J.L. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* **9**: 243-254.
- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E. & Rolando, A. 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology* **41**(2): 294-304.
- Lasanta-Martinez, T., Vicente-Serrano, S.M., Cuadrat-Prats, J.M. 2005. Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography* **25**: 47-65.
- Lindenmayer, D.B. & Hobbs, R.J. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests – A review. *Biological Conservation* **119**: 151-168.
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M., Velázquez, A. & Aguirre Rivera, J.R. 2006. Peasant emigration and land-use change at the watershed level: A GIS-based approach in Central México. *Agricultural Systems* **90**: 62-78.
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* **42**: 594-598.
- Mañosa, S. & Herrando, S. 2002. *Propuesta de ubicación de áreas mínimas de protección para aves esteparias en la depresión del Ebro Catalana*. Universitat de Barcelona & Institut Català d'Ornitologia.
- MAPA. 2006. Forestación de Tierras Agrícolas: análisis de su evolución y contribución a la fijación del carbono y al uso racional de la tierra. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, Madrid.

- Martínez, C. 2005. *Distribución, abundancia, requerimientos de hábitat y conservación de aves esteparias de interés especial de Castilla-La Mancha*. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.
- May, R.M. & Tregonning, K. 1998. Global conservation and UK government policy. pp. 287-301 en Mace, G.M., Balmford, A. & Ginsberg, J.R. (eds). *Conservation in a changing world*. Cambridge University Press, Londres.
- Moreira, F. & Russo, D. 2007. Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecology* **22**: 1461-1476.
- Morgan, P.H., Mercer, L.P. & Flodin, N.W. 1975. General model for nutritional responses of higher organisms. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* **72**: 4327-4331.
- Myers, N., Mittermeyer, R. A., Mittermeyer, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Olden, J.D., Poff, N.L. & McKiney, M.L., 2006. Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation* **127**: 261-271.
- Oñate, J. J., Atance, I., Bardají, I. & Llusia, D. 2007. Modelling the effects of alternative CAP policies for the Spanish high-nature value cereal-steppe farming systems. *Agricultural Systems* **94** (2): 247-260.
- Ostermann, O.P. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* **35**(6): 968-973
- Pain, D.J. & Pienkowski (eds.). 1997. *Farming and Birds in Europe*. Academic Press. London
- Palomino, D. & Carrascal, L.M. 2006. Urban influence on birds at a regional scale. A case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape & Urban Planning* **77**: 276-290.
- Patterson, B.D. & Atmar, W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society* **28**: 65-82.
- Pons, P., Lambert, B., Rigolot, E. and Prodon, R. 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation* **12** (9): 1843-1860
- Potts, G.R. & Aebischer, N.J: 1991. Modelling the population dynamics of the grey partridge: conservation and management. pp. 150-177 en Perrins, C.M., Lebreton, J.D. & Hiron, G.J.M. (eds.). *Bird Population Studies: the Relevance to Conservation Management*. Oxford University Press, Oxford.
- Poudevigne, I. & Baudry, J. 2003. The implication of past and present landscape patterns for biodiversity research: introduction and overview. *Landscape Ecology* **18**: 223-225.
- Preston, F.W. 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology* **29**: 254-283.
- Preston, F.W. 1960. Time and space and the variation of species. *Ecology* **41**: 611-627.
- Purroy, F.J. 1997. *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Rey Benayas, J.M. 1998. Growth and mortality in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading in Mediterranean set-aside agricultural lands. *Annales des Sciences Forestières* **55**: 801-807.

- Rey Benayas, J.M., Martins, A., Nicolau, J.M. and Schulz, J.J. 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Sciences, Nutrition and Natural Resources* **2**: No. 057, doi: 10.1079/PAVSNNR20072057
- Rey Benayas, J.M., Bullock, J.M. & Newton, A. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**, doi: 10.1890/070057.
- Russo, D. 2004. The effects of land abandonment on animal species in Europe: conservation and management implications. Paper commissioned within the AVEC action by Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK), Germany.
- Sáinz Ollero, H. 1988. Las estepas ibéricas, su importancia fitogeográfica. *La garcilla* **71/72**: 8-11.
- Santos, T. & Tellería, J.L. 1991. Effects of leafing and position on nest predation in a Mediterranean fragmented forest. *Wilson Bulletin* **103**(4): 676-682.
- Santos, T. & Tellería, J.L. 1992. Edge Effect on Nest Predation in Mediterranean Fragmented Forest. *Biological Conservation* **60**(1): 1-5.
- Santos, T., Tellería, J.L. & Carbonell, R. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: Effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation* **105** (1): 113-125.
- Santos, T., Tellería, J. L., Díaz, M. & Carbonell, R. 2006. Evaluating the benefits of CAP reforms: Can afforestations restore birddiversity in Mediterranean Spain? *Basic and Applied Ecology* **7**: 483-495.
- Sirami, C. 2006. *Abandon des terres et avifaune: dynamiques spatiales y temporelles d'un paysage méditerranéen*. Tesis Doctoral.
- Sirami, C., Brotons, L. & Martin, J. L. 2007. Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions* **13**: 42-52.
- Soberón, J. & Llorente, J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* **7**: 480-488.
- Söderstrom, B., Kiema, S. & Reid, R. S. 2003. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **99**: 113-124.
- Stoate, C., Borralho, L. & Araújo, M. 2000. Factors affecting corn bunting *Miliaria calandra* in a Portuguese agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **77**: 219-226.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. & Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63** (4): 337-365.
- Suárez, F. 1988. Las aves esteparias. *La Garcilla* **71/72**: 12-17.
- Suárez, F., Herranz, J. & Yanes, M. 1996. Conservación y gestión en las estepas en la España peninsular. pp 27-41. En Fernández, J. & Sanz-Zuasti, J. *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Suárez, F., Naveso, M.A. & de Juana, E. 1997. Farming in the drylands of Spain: the birds of the pseudosteppes. pp.297-330 en Pain, D. J. Pain & Pienkowski, M.W. (eds.). *Farming and birds in Europe*. Academic Press. Londres.
- Suárez, F., Garza, V., Oñate, J.J., García de la Morena, E., Ramírez, A. & Morales, M.B. (2004). Adequacy of winter stubble maintenance for steppe bird passerine conservation in central Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **104**: 667-671.

- Suárez, F. 2004. Aves y agricultura en España peninsular: una revisión sobre el estado actual de conocimiento y una previsión sobre su futuro. pp.223-265. En Tellería, J.L. *La Ornitología Hoy. Homenajeal profesor Bernis Madrazo*. Homenajes de la Universidad Complutense. Editorial Complutense, Madrid.
- Suarez-Seoane, S., Osborne, P. E. and Baudry, J. 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation* **105** (3): 333-344.
- Sutherland, W.J. 2005. *Preface. The next step*. pp. 9-10. En Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S. & Camprodon, J. (eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Barcelona.
- Tellería, J.L. 1992. Gestión forestal y conservación de las aves en España peninsular. *Ardeola* **39**(2): 99-114.
- Tellería, J.L. & Santos, T. 1992. Spatiotemporal Patterns of Egg Predation in Forest Islands – an Experimental Approach. *Biological Conservation* **62**(1): 29-33.
- Tellería, J.L. & Santos, T. Seasonal and Interannual Occupation of a Forest Archipelago by Insectivorous Passerines. *Oikos* **78**(2): 239-248.
- Thomlinson, J.R., Serrao, M.I., López, T., Aide, T.R. & Zimmerman, J.K. 1996. Land-use dynamics in a post-agricultural Puerto Rican landscape (1936-1988). *Biotropica* **28**: 525-536.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994) *Birds in Europe: Their Conservation Status*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Vallecillo, S., Brotons, L. & Herrando, S. 2007. Assessing the response of open-habitat bird species to landscape changes in Mediterranean mosaics. *Biodiversity and Conservation* (in press).
- Valverde, J.A. 1958. *Aves estepáricas de la Península Ibérica*. Instituto de Biología Aplicada **27**: 41-48.
- Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D., 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* **104**(3): 465-473.
- Viada, C. & Naveso, M.A. 1996. Conservación de las aves esteparias en España. Pp. 51-58. En Fernández, J. & Sanz-Zuasti, J. (eds.). *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Viciani, F., Stamoulis, K.G. & Zezza, A. 2001. Summary of Results of the Survey. pp.37-46 en *Food Agriculture and Rural Development*. Information Division, FAO, Rome (<http://www.fao.org/DOCREP/003/X9808E/X9808E00.HTM>).
- Viedma, O., Moreno, J.M. & Rieiro, I. 2006. Interactions between land use/land cover change, forest fires and landscape structure in Sierra de Gredos (Central Spain). *Environmental Conservation* **33**: 212-222.
- Walter, H. 1976. Vegetació y climes del món. Departament de Botànica. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona.
- Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Yosikawa, S. Yahamoto, H. Ishihara, A. & Hanano, Y. 1998. Evaluation of soil erosion caused by the abandonment of agricultural practices in Shikoku, Japan. *Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **69**: 265-277.
- Zurita, G.A., Rey, N., Varela, D.M., Villagra, M. & Bellocq, M.I. (in press). Conversion of the Atlantic forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspective.

10 APÉNDICE

AGRICULTURA, AVES Y FORESTACIÓN DE TIERRAS AGRÍCOLAS

1. Aves esteparias y aves propias de espacios agrícolas. Estado de conservación en Europa, en España y en Castilla-La Mancha

- *Las aves esteparias: concepto.*

Es comúnmente utilizado en castellano el término “aves esteparias” para referirnos a aquellas especies de aves que habitan en las grandes extensiones llanas, generalmente campos de cultivo de la meseta española. Las personas no estudiosas del tema incluyen principalmente en este grupo a las grandes especies de espacios abiertos como la avutarda, el sisón, la ganga... Sin embargo, desde un estudio más profundo de las “aves esteparias”, cabe descubrir un grupo mucho mayor de especies distribuidas por todo el mundo que pueden tratarse conjuntamente a ciertos niveles por presentar una serie de características comunes que les confieren ventajas en ciertos ambientes.

En primer lugar podríamos entrar en una discusión terminológica sobre la propiedad del adjetivo “esteparias”. En inglés este vocablo se traduce como “steppe birds”, “steppic birds” o “steppe-land birds”. No obstante, esta categorización es relativamente reciente (Valverde, 1958), y no tiene un uso demasiado extendido todavía en la literatura ornitológica internacional. Por el contrario se emplean términos como “grassland birds”, “shrub-steppe birds” o “desert-birds”, que si bien incluyen en parte a las especies reconocidas como “esteparias”, resultan términos más apropiados para algunos hábitats más concretos.

El término “estepa”, en sentido estricto, hace referencia a las típicas llanuras de Asia central caracterizadas por la ausencia de árboles, cobertura de herbáceas no agrícolas y relieve más o menos llano a lo largo de grandes extensiones de terreno. Sin embargo, desde el punto de vista de las aves, otros ambientes estructuralmente similares que se

encuentran en distintas partes del mundo tendrían al fin y al cabo limitaciones y oportunidades semejantes para la vida. De este modo, podemos encontrar muchos ambientes en el planeta que podrían denominarse como “falsas estepas” o “pseudostepas”: las sabanas africanas, las praderas de Norte América, las Pampas de Sudamérica, los semi-desiertos australianos... (Suárez et al., 1997). Las aves de estos ambientes, independientemente de su origen filogenético (que de hecho, es muy diverso), presentan una serie de características anatómicas y comportamentales que resultan especialmente favorables en estos ambientes, si bien hay que decir que no siempre pueden considerarse adaptaciones sensu estricto porque a veces están ampliamente distribuidas ya en sus antecesores aunque no utilizaran este tipo de ambientes.

Algunas de las características principales de los hábitats denominados “esteparios” o más propiamente, “pseudosteparios” son (tomado de de Juana, 2005):

- simplicidad estructural (cobertura herbácea o de pequeños arbustos en proporciones variables);
- baja productividad en general (la ausencia de árboles suele tener que ver con la aridez con la que se asocia una baja disponibilidad de recursos para las aves);
- buena visibilidad en todas las direcciones (por la escasa y baja vegetación y el relieve plano);
- escasez muy importante de lugares seguros de nidificación (como acantilados o árboles);
- escasa protección frente a la intemperie (dureza del viento, lluvia, insolación);
- grandes fluctuaciones de temperatura (diarias y estacionales, por la aridez);
- los cuerpos de agua permanentes son escasos y muy localizados.

La diferencia real con los desiertos no es una diferencia realmente cualitativa, sino de grado: mayor aridez, menor cobertura vegetal, mayores fluctuaciones de temperatura...

Entre las características más comúnmente encontradas en las aves típicas de estos ambientes figuran: nidificación en el suelo; coloración críptica de adultos, pollos y huevos; tendencia a desplazarse caminando o corriendo, con las consiguientes adaptaciones morfológicas; propensión al gregarismo; conducta adaptada a la insolación

y la escasez de agua (actividad crepuscular...); cantos y displays en el aire, salvo especies muy grandes y adaptaciones destinadas a reducir en lo posible el impacto de la depredación en el nido (de Juana, 2005).

- *Valor y estado de conservación de las aves esteparias en Europa, en España y en Castilla-La Mancha. Principales amenazas.*

Las aves esteparias se encuentran asociadas en Europa occidental a zonas ocupadas por ambientes agropastorales extensivos, sustitutivos de las estepas naturales (Mañosa & Herrando, 2002).

A diferencia de las estepas asiáticas y del este de Europa, las pseudoestepas de Europa occidental, y entre ellas, las ibéricas son en buena parte comunidades de sustitución de antiguos bosques y maquis esclerófilos, transformados por el hombre a lo largo de miles de años (Walter, 1976) a través de la explotación de los bosques, el uso del fuego, el pastoreo o la puesta en cultivo. No obstante, es cierto que durante todo el Cuaternario existieron también áreas desarboladas naturales de estructura y biocenosis muy semejantes a las verdaderas estepas. (Sáinz Ollero, 1988).

A pesar de todo, la vegetación de las pseudoestepas ibéricas posee elementos típicamente esteparios, algunos de ellos con formas originales o variantes suficientemente alejadas de los taxones presentes en las actuales estepas asiáticas o africanas (González-Bernáldez, 1988; Sainz Ollero, 1988). Este hecho pone de manifiesto la antigua presencia de estos sistemas en la Península. La expansión de la agricultura extensiva por las planicies ibéricas -con cultivos de considerable afinidad fisionómica y ecológica con las verdaderas estepas- ha permitido una importante difusión de comunidades orníticas de carácter estepario (de Juana et al., 1988; Suárez, 1988).

En el contexto del paisaje castellano-manchego pueden distinguirse dos grandes grupos de hábitats esteparios: las estepas de vegetación natural y los cultivos cerealistas o pseudoestepas cerealistas (Martínez, 2005). Quizás los primeros muestran mayor valor

natural en cuanto a la rareza y diversidad de su vegetación y a la rareza de sus aves, pero los cultivos extensivos de secano, tienen también un alto valor natural, pese a su menor diversidad florística y faunística, por constituir el hábitat de algunas de las especies de aves esteparias más gravemente amenazadas (Suárez et al., 1997). Es en éste tipo de hábitats en los que se centra principalmente este trabajo.

Según distintos autores, en la Península Ibérica se considera que hay 23 (de Juana et al., 1988) – 25 (Suárez, 2004) especies de aves adaptadas a vivir en los ambientes de carácter estepario.

La península ibérica acoge las poblaciones de aves esteparias más importantes de Europa occidental (Tucker & Heath 1994, Hagemeyer & Blair 1997), aunque su preservación se encuentra amenazada por la acelerada transformación y deterioro ambiental que están experimentando los hábitats de estas especies.

Además, hay que añadir todo otro conjunto de especies de aves que sin poderse incluir dentro del grupo de aves esteparias, según la definición comentada en el epígrafe 3.3.1, sí pueden considerarse especies ligadas, de un modo más o menos estrecho, con mayor o menor dependencia, a los sistemas agrícolas extensivos y a los recursos que éstos ofrecen.

A la hora de valorar objetivamente las necesidades de protección o restauración de un determinado territorio o tipo de ambiente, cabe preguntarse qué valor real tiene su permanencia, y su conservación en buen estado ecológico. Uno de los motivos importantes que se pueden señalar y que, en definitiva, es el objeto de este trabajo, es el mantenimiento de la biodiversidad asociada al mismo, en especial, cuando las especies concretas están consideradas de especial interés para la conservación o se encuentran amenazadas.

En este sentido, de las especies de aves esteparias cuyas tendencias se conocen, tres cuartas partes presentan tendencias poblacionales negativas (Sutherland, 2005) y se ha señalado que la mayoría de las especies esteparias europeas están en franco declive poblacional en toda la UE (Tucker & Heath, 1994), fenómeno que en España posee mayor trascendencia, debido a que alberga las mayores poblaciones. Los escasos datos

existentes, muestran además que estos declives son especialmente acentuados en algunas especies, con valores superiores al 30% en el último decenio (p.e. la terrera común en Cataluña, Bota, 2002). La situación a la que se enfrentan hoy los hábitats pseudoesteparios y su avifauna en la España y en Europa es comparable a la de las zonas húmedas o a la del grupos de las rapaces y carroñeras en los años 70 (Bernis, 1972; Suárez, 2004).

Teniendo en cuenta estas tendencias sería necesario implantar un plan adecuado de conservación de los hábitats y las especies esteparias y agrícolas. Sin embargo, ello requeriría disponer en primer lugar de un buen conocimiento de la biología de las especies que se desea proteger. En este sentido, en España se tiene un escaso conocimiento sobre las comunidades de aves ligadas a los distintos medios esteparios (p.e. se tiene evidencia de claras diferencias entre la composición ornítica de los distintos secanos en Cataluña; Estrada et al., 1997) y sobre el uso y selección del hábitat por las especies a distintas escalas. El conocimiento es aún menor sobre cuestiones de dinámica poblacional y de movimiento de las especies (Suárez, 2004).

Entre los factores que les afectan más negativamente deben destacarse la transformación en regadío, la reforestación, la construcción de grandes infraestructuras y la presión urbanística, la proliferación de monocultivos de todo tipo, especialmente arbóreos (p.e. olivos), la disminución de las superficies en barbecho, la concentración parcelaria y la progresiva desaparición de la ganadería extensiva (Suárez et al. 1996). Estos procesos son especialmente agresivos en los límites de las áreas de distribución de las especies (algunos de los cuales se encuentran en la Península Ibérica), o para poblaciones marginales, aisladas o pequeñas, cuya capacidad de resistencia o recuperación frente a tales impactos puede ser muy reducida. La desaparición de estas poblaciones marginales no sólo significa una importante pérdida de biodiversidad a nivel local, sino que comporta la reducción progresiva del área de distribución de las especies y conduce a la creciente fragmentación y aislamiento entre las propias poblaciones supervivientes.

A esto se unen el ya mencionado escaso conocimiento que se tiene de las especies, una política de conservación que resulta ineficaz tanto a nivel de especies como de hábitats y a escalas europea, nacional o autonómica, y la poca valoración social, asociándose estos ambientes con terrenos poco productivos sin atractivo ni utilidad.

En Castilla-La Mancha las poblaciones de estas especies son mejores, sin embargo, ello repercute en su menor valoración para la protección en los catálogos de amenaza de la región. Además, el futuro previsible es la extensión del abandono agrícola. No debe olvidarse el papel que unos pocos sitios tienen en la conservación de algunas especies a nivel global.

2. La Forestación de Tierras Agrícolas y su realidad en Castilla-La Mancha

La Forestación de Tierras Agrícolas, como concepto semántico, supone la implantación de una cubierta forestal en tierras anteriormente consideradas como agrícolas. Como es obvio, implica el cese de la actividad agraria que se venía realizando, es decir, el abandono de los campos agrícolas. Es precisamente éste uno de los primeros objetivos de la PAC para el establecimiento de subvenciones en este ámbito: incentivar el cese de las explotaciones menos rentables, tal y como se explica más adelante. Sin embargo, en muchas ocasiones, el abandono se había producido con anterioridad, por lo que la forestación de estos terrenos no satisfacía exactamente dicho propósito. Más aún, la vaga delimitación del tipo de terrenos a los que podía aplicarse el programa de ayudas, resultó en España en la reforestación de muchas tierras que no habían sido agrícolas, o al menos no en las últimas décadas (zonas de matorral bajo, erial...).

- Causas y comienzos de la FTA

El fomento de la FTA mediante incentivos económicos ha estado presente entre las líneas estratégicas de la Política Agraria Común (PAC en adelante) desde la reforma de 1992. Para entender cuál es el papel que juega la FTA dentro de la PAC en la actualidad, es necesario analizar la evolución histórica de ésta (orientación y legislación) y las circunstancias que han motivado los cambios acontecidos.

La Unión Europea (UE en adelante), desde su creación en 1957, carece de una política forestal específica. Así, la gestión de los bosques está contemplada dentro de ciertas legislaciones sectoriales que tienen relación con ella. La PAC, en cambio, se ha considerado a veces como la única política verdaderamente común de la UE y su implementación ha consumido más de la mitad de sus presupuestos durante más de cuarenta años. Existen en la PAC diversas líneas de trabajo que se acercan a la política forestal, especialmente desde la inclusión en ella del Desarrollo Rural como segundo pilar fundamental. Así, se considera al desarrollo rural como un vehículo para la implantación de la Estrategia Forestal Europea.

Desde su puesta en marcha en 1962, la financiación de la PAC, llevada a cabo por el Fondo Europeo de Orientación Agraria (FEOGA)-Garantía, seguía unas estrategias basadas en garantizar unos precios mínimos a los agricultores, que eran pagados por la Administración, quien adquiría los productos, los almacenaba y los ponía en el mercado consiguiendo unos precios aceptables. También se impusieron medidas de protección contra la entrada de productos externos, así como subsidios a la exportación. Por otro lado, se establecieron Políticas Estructurales orientadas a la modernización del campo que fueron cofinanciadas por el FEOGA-Orientación y contribuyeron también al aumento de la producción.

Este intervencionismo público, que posteriormente fue muy criticado por las organizaciones internacionales de comercio, condujo a un incremento en la producción muy por encima de los niveles de demanda internos y con él, el aumento de problemas relacionados con el almacenamiento de los excedentes y el del gasto realizado en los subsidios a la exportación (la CAP consumía casi el 80% de del presupuesto europeo).

Con la entrada en la Comunidad Económica de los principales países agrícolas mediterráneos (Grecia, 1981; España y Portugal, 1986), se aceleraron las primeras reformas. Se redujeron los precios mínimos garantizados y se introdujeron cuotas nacionales de producción. Además se definieron Áreas Ambientalmente Sensibles en las que se subvencionaban medidas orientadas a la extensificación.

Es en 1992 cuando aparece una verdadera primera reforma de la PAC que ha sido digna de llamarse como tal. Conocida como la Reforma McSharry, supuso el cambio de una

política basada en el apoyo a los precios, a una política de ayudas permitida por las negociaciones en el GATT (Reglamento EEC 1766/92).

Los precios mínimos fueron drásticamente reducidos y se impuso la retirada parcial de tierras de la producción agrícola como condición para la recepción de pagos compensatorios por dicha reducción. Para disminuir el impacto en las rentas de los campesinos y, de paso, complementar ambientalmente a la PAC, se definieron distintas medidas de acompañamiento de adopción voluntaria por los campesinos, entre las cuales estaban los Programas Agroambientales (EEC 2078/92), los Programas de Jubilación Anticipada de Agricultores (EEC 2079/92) o los Programas de Forestación de Tierras Agrarias (EEC 2080/92).

El reglamento 2080/92 consideraba la FTA de especial importancia para la utilización del suelo y para el medio ambiente, resultando una forma de paliar el déficit de recursos selvícolas comunitarios y un complemento a la política común de gestión de la producción agraria. En concreto se señalan los siguientes fines: 1) acompañar los cambios previstos en el contexto de las organizaciones comunes de mercado; 2) contribuir a mejorar a largo plazo los recursos forestales; 3) contribuir a una gestión del espacio natural más compatible con el equilibrio del medio ambiente y 4) luchar contra el efecto invernadero y absorber el dióxido de carbono

El porcentaje de cofinanciación comunitaria sería del 75% en las regiones incluidas en el objetivo definido en el punto 1) del art. 1 del Reglamento CEE 2052/88 y del 50% en las demás regiones. El régimen de las ayudas comprendía subvenciones destinadas a cubrir los gastos de la propia forestación, primas anuales por hectárea reforestada para cubrir durante cinco años los gastos de su mantenimiento, primas anuales por hectárea destinadas a compensar las pérdidas de ingresos derivadas de la forestación de las tierras agrarias y ayudas a las inversiones para la mejora de las superficies forestadas.

El reglamento establecía también que los Estados Miembros deberían poner en ejecución la regulación comunitaria sobre FTA mediante Programas Nacionales o Regionales que precisaran los importes y duración de las ayudas mencionadas en el párrafo anterior, las condiciones de otorgamiento y otros detalles. También es muy interesante que los Estados Miembros podrían poner en marcha programas “de zona” de

forestación específicos que reflejasen la diversidad ambiental y de las estructuras agrícolas. Para dichas zonas establecería objetivos, condiciones de ubicación y agrupación de las parcelas, la selección de especies y las prácticas selvícolas a respetar. Esta posibilidad, sin embargo, no se aprovechó.

Es a partir de 1993 cuando España y las Comunidades Autónomas ponen en marcha estos programas, concediéndose las primeras ayudas en 1994. Entre 1994 y 1999 el FEOGA-Garantía dedicó 640,5 millones de euros a la FTA en España (el 27% del total en la Europa de los 15).

- *La Agenda 2000 y el Desarrollo Rural.*

Una nueva reforma tiene lugar en 1999, cuando las nuevas negociaciones en el seno de la Organización Mundial del Comercio y las perspectivas de ampliación del número de Estados Miembros alentaron el acuerdo financiero conocido como Agenda 2000.

La agricultura deja de ser una excepción para la regulación del comercio internacional y los precios mínimos garantizados son aún más reducidos. La Agenda 2000 sin embargo, refuerza el peso de los asuntos ambientales y, para evitar nuevas reducciones en los subsidios, logra el reconocimiento del concepto de agricultura multifuncional: la agricultura, más allá de producir alimentos, cumple funciones no productivas (como la protección de ciertas especies) que son una responsabilidad social y que no están remuneradas por los mercados (externalidades positivas). En este caso, el mercado no es capaz de retribuir estos servicios y debe existir una intervención pública que asegure su mantenimiento, es decir, la continuidad de la agricultura.

Se introducen la condicionalidad y la modulación (Reglamento 1259/99) y se transforma definitivamente la arquitectura de la PAC, estableciéndose como un segundo pilar fundamental el Desarrollo Rural (aparte del primero que se basaba en el sostenimiento de la agricultura mediante los pagos únicos) (Reglamento 1257/99). Este énfasis sobre el desarrollo rural fue propiciado por la crisis agrícola de los años 80, así como por las restricciones presupuestarias y la depresión de los mercados internos en

esos años, que llevaron a un importante deterioro de las rentas de los agricultores, especialmente en las áreas menos favorables y con ello, al abandono agrario y al despoblamiento rural. Así, el Reglamento 1257/99 sobre desarrollo rural es una buena oportunidad para implementar la Estrategia Forestal de la UE a través de tres vías: la forestación de tierras agrarias (art. 31), instrumentos para favorecer la multifuncionalidad de los ecosistemas forestales (art. 30) y la mejora de la protección forestal (art. 32). En cualquier caso, el reglamento de desarrollo rural contemplaba un primer periodo de programación para 2000-2006, recientemente finalizado y otro para 2007-2012.

Aunque todos estos cambios introducidos por la reforma del año 1999 puedan parecer muy significativos, lo cierto es que la distribución de la financiación entre los dos pilares de la PAC no se ajustó a lo ambicioso de todas las medidas contempladas. La política de desarrollo rural recibió durante este tiempo menos de un 10 % del gasto total de la UE en agricultura y, a diferencia del otro pilar, requería cofinanciación por parte de los Estados miembros.

En España, las cosas no fueron muy diferentes. Las ayudas para la modernización de las explotaciones y la mejora de su productividad se concentraron en unas pocas explotaciones relacionadas con la industria agroalimentaria y las infraestructuras asociadas. El futuro de las numerosísimas tierras marginales, sin embargo, pasó a depender de las ayudas agroambientales, de forestación de tierras agrarias, etc., aunque paradójicamente, los fondos destinados fueron inferiores al 35% del total.

La legislación nacional vigente que regula la FTA es el Real Decreto 6/2001 sobre Fomento de la Forestación de Tierras Agrícolas, aunque algunos puntos se han modificado posteriormente. No obstante, se trata de una legislación estatal básica sobre medio ambiente, sobre la cual las Comunidades Autónomas pueden imponer criterios más estrictos para la protección y la conservación ambiental. De este modo, hay que recurrir al nivel autonómico para encontrar la legislación y los programas tal y como finalmente se aplican. Por ejemplo, la legislación de aplicación en Castilla-La Mancha está contenida en la Orden de 31 de enero de 2001 de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, que regula las ayudas para fomentar la forestación de tierras agrícolas.

- *Últimos cambios.*

En 2003 se realiza una nueva reforma de la PAC que afecta también a la Política de Desarrollo Rural de la UE, aunque menos intensamente. Su contenido está regulado en el Reglamento EC 1783/2003. En él se establece cuáles son las “áreas con restricciones ambientales como resultado de las limitaciones impuestas en la agricultura basadas en las normas de protección ambiental de la UE” (art. 16 Regl. 1257/99), dejando claro que estas áreas son aquellas derivadas de la aplicación de las Directivas EEC 79/409 (AVES) y EEC 92/43 (HÁBITATS), es decir, los lugares afectados por la Red Natura 2000. Esto tiene importancia porque en la Red Natura 2000 la UE ayuda a financiar las necesidades de gestión y en España existe un gran solapamiento entre zonas agrícolas extensivas y las ZEPAS.

La CAP se orienta cada vez más hacia la satisfacción de las crecientes demandas sociales en relación a la integración de la protección y conservación de la naturaleza en el campo, el medio rural y la agricultura. Sin embargo, aunque estos son sus principios, no están claros los objetivos finales que se persiguen, ni tampoco los medios. La directiva HÁBITATS protege zonas de carácter estepario a la vez se fomenta la FTA y las medidas agroambientales no han conseguido efectos positivos sobre la diversidad (Oñate, et al., 2007).

En la actualidad estamos al comienzo de un nuevo periodo de programación en materia de desarrollo rural, y por lo tanto en materia de FTA.

- *Cifras sobre la FTA en España y en Castilla-La Mancha.*

Los datos que se mencionan en este epígrafe proceden del estudio realizado por la Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación sobre FTA, publicado en noviembre de 2006 (MAPA, 2006).

La FTA en España comenzó con una evolución ascendente de la superficie forestada durante los primeros años del periodo de programación 94-99 para comenzar a descender después del máximo de 1996. En el segundo periodo el descenso es claro y se observa una cierta estabilización entre 2002 y 2004, aunque las cifras mínimas están alrededor de las 20.000 hectáreas (**Figura 9**).



Figura 9. Evolución de la superficie forestada en España.

Desde 1994 hasta 2006, la superficie forestada en España bajo los programas de fomento de FTA derivados de la PAC asciende a casi 685.000 hectáreas. La distribución de esta superficie no es uniforme entre las distintas Comunidades Autónomas (**tabla 4**), situándose Castilla-La Mancha en tercer lugar.

En cuanto a las especies utilizadas, también existe heterogeneidad a lo largo del país. Castilla la Mancha, presenta una gran variedad de especies, aunque existe un predominio claro de las mezclas o forestaciones monoespecíficas basadas en la encina y el pino carrasco. Así, la mezcla de *Quercus ilex* con *Pinus halepensis* representa el 24%, seguido de *P. Halepensis* con un 16%. Mezclas de *Quercus ilex* con *Pinus pinea* suponen un 8%, mientras que *Q. ilex* como especie única supone el 7% (**figura 10**).

Forestalmente, Castilla-La Mancha se ha caracterizado, a lo largo de su historia, por una continua regresión de los terrenos forestales para satisfacer las crecientes necesidades de la población que en cada momento sustentaba este territorio. Los productos de origen

forestal han tenido una importancia trascendental para la supervivencia humana (la madera, la leña, el carbón vegetal, el corcho, los pastos, el aprovechamiento de frutos, los taninos, las resinas, la apicultura, la caza y la pesca, y por supuesto, la obtención de tierras para la agricultura).

Tabla 4. Superficie (ha) forestada por CCAA y año.

CCAA	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006 ⁵	Total
Andalucía	4.708	20.159	33.802	38.874	22.938	5.187	14.940	7.350	2.075	129	0	0	10.469	160.652
Aragón	780	2.280	0	770	285	515	0	1.150	980	0	1.250	1.046	1.200	10.236
Asturias	1.885	1.922	2.503	2.015	1.915	1.435	1.244	1.136	0	0	0	0	0	14.055
Baleares	0	501	287	0	229	38	28	0	0	0	0	0	0	1.083
Canarias	0	0	0	0	10	135	0	0	53	11	41	14	20	284
Cantabria	0	0	0	188	347	3	185	138	298	286	176	0	0	1.621
Castilla-La Mancha	6.998	14.951	15.371	12.372	15.329	10.000	12.372	1.828	3.493	3.973	5.147	4.057	6.000	111.891
Castilla y León	31.498	22.958	15.724	11.767	11.178	9.287	0	5.477	7.438	10.437	9.600	10.984	7.000	153.347
Cataluña	12	843	579	240	35	57	0	0	0	0	0	0	0	1.786
Extremadura	854	9.603	13.166	7.992	7.594	14.646	9.518	1.554	0	8	1.224	3.520	6.437	76.114
Galicia	0	994	6.224	6.673	14.151	3.992	15.398	8.892	1.259	4.754	260	0	6.267	68.864
Madrid	1.873	907	1.371	625	1.206	810	690	872	540	364	322	190	373	9.943
Murcia	1.698	1.184	1.261	1.184	1.261	1.924	0	0	0	0	0	0	0	8.512
Navarra	180	142	305	775	1.187	331	0	238	183	259	403	237	300	4.540
País Vasco	3.559	2.276	5.785	4.873	4.918	5.215	7.182	8.426	4.186	2.136	1.676	-	-	50.031
La Rioja	48	227	206	48	768	446	568	370	1.297	896	795	559	559	6.787
C. Valenciana	2.952	446	0	928	328	503	0	0	0	0	0	0	0	5.155
ESPAÑA	57.045	79.364	96.583	88.122	83.679	54.524	62.125	37.230	21.780	23.253	20.894	20.607	38.644	684.881

El aprovechamiento continuo de estos productos durante siglos ha influido de manera determinante en el paisaje castellano manchego, configurando el estado actual de su suelo y su vegetación. Por otro lado, sus características climáticas (un clima seco y caluroso, a veces incluso subdesértico, con fuertes lluvias torrenciales en gran parte del mismo) son unas condiciones desfavorables para la correcta evolución de la vegetación arbórea y para la productividad de la agricultura, existiendo también procesos erosivos con importantes pérdidas de suelo fértil que aceleran los procesos de desertificación.

Durante el primer periodo (1994-1999) de aplicación del Programa de FTA se superaron en Castilla-La Mancha las 70000 hectáreas (**figura 11**). Durante el segundo periodo (2000-2006), como consecuencia del retraso en la aplicación del nuevo programa y de las limitaciones ambientales impuestas en la normativa propia de esta región, se produjo un importante retroceso en la aplicación de la línea. La provincia de Ciudad Real será el motor del programa al forestar más de 11.300 hectáreas, de las 26.813 hectáreas

efectuadas hasta enero de 2005 en la región, todas ellas efectuadas sobre terrenos dedicados al cultivo agrícola (**figura 12**).

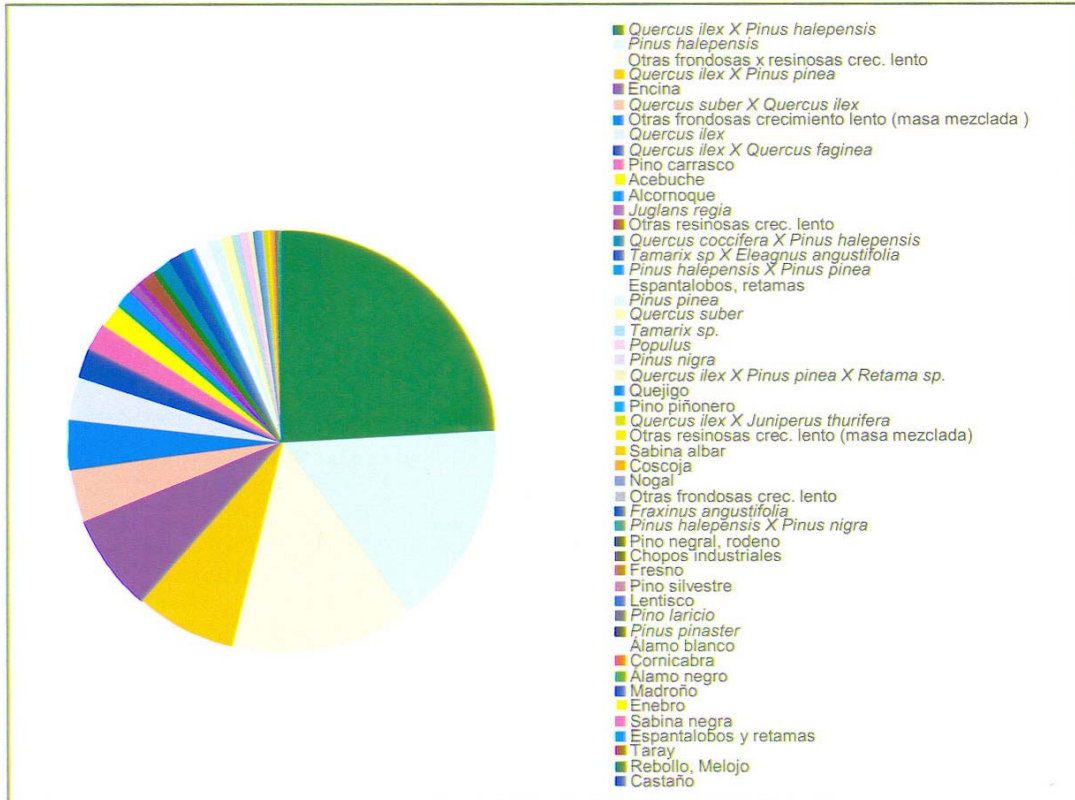


Figura 10. Distribución de la superficie forestada por especies en Castilla la Mancha.

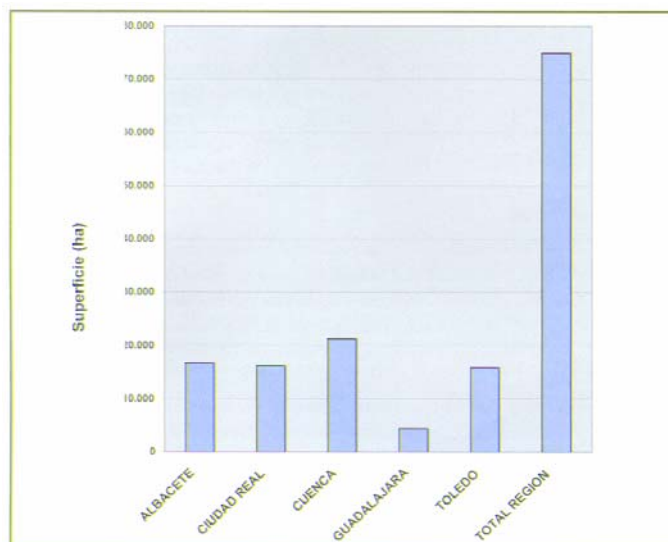


Figura 11. Superficie forestada por provincias en Castilla-La Mancha entre 1994 y 1999.

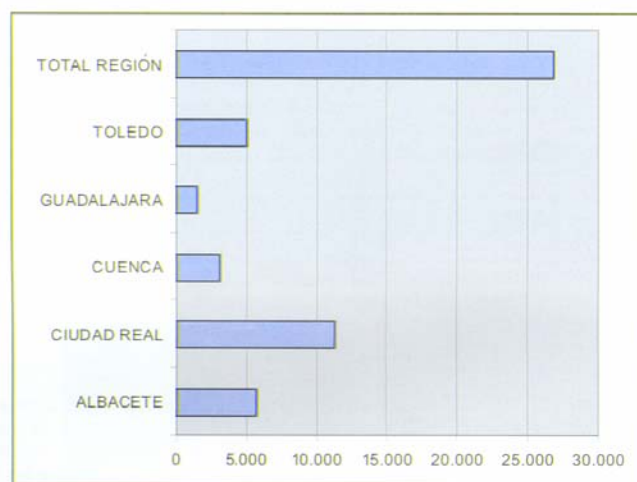


Figura 12. Superficie forestada por provincias en Castilla-La Mancha entre 2000 y 2004.

En el conjunto de ambos periodos hasta finales de 2004, se han forestado 101.384 hectareas (111.891 ha hasta 2006), siendo la provincia con mayor aceptación Ciudad Real (27.583 hectáreas), seguida por Cuenca, Albacete y Toledo con 24.575 hectáreas, 22.552 hectáreas y 21.000 hectáreas respectivamente, y por último la provincia de Guadalajara con 6.115 hectáreas. La evolución temporal de la FTA en Castilla-La Mancha, que tiene bastante similitud con la de todo el país, puede observarse en la **figura 13**.

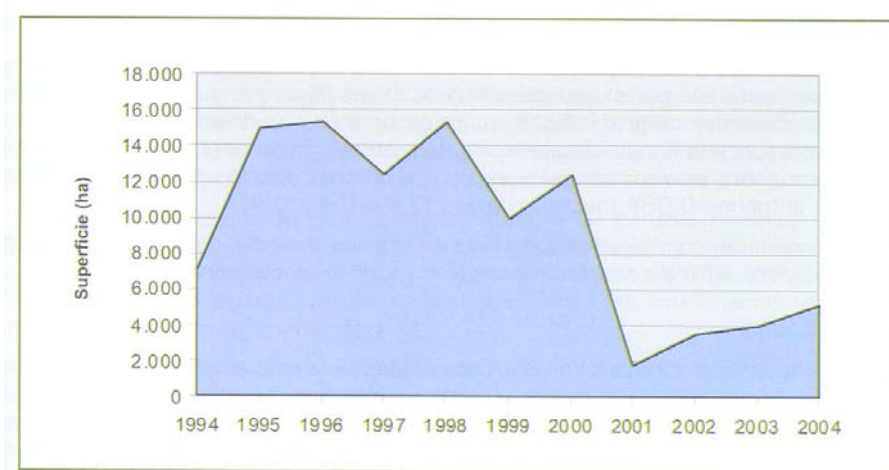


Figura 13. Evolución de la superficie forestada en Castilla-La Mancha.