Regresar

SUSANA SUÁREZ SEOANE

EFECTOS ECOLÓGICOS DERIVADOS DEL ABANDONO DE TIERRAS DE CULTIVO EN LA PROVINCIA DE LEÓN (MUNICIPO DE CHOZAS DE ABAJO)

Universidad de León
Secretariado de Publicaciones

Reservados todos los derechos.
Ni la totalidad ni parte de este libro puede reproducirse o transmitirse por ningún procedimiento electrónico o mecánico, incluyendo fotocopia, grabación magnética o cualquier almacenamiento de información y sistema de recuperación, sin permiso escrito del Servicio de Publicaciones de la Universidad de León.

ISBN: 84-7719-808-X
Depósito Legal: LE.348-2000

Imprime: CELARAYN, s.l. (impresión electrónica)
Ordoño II, 31 • 24001 león

© Susana Suárez Seoane
© Servicio de Publicaciones
Universidad de León

Este trabajo de Tesis ha sido financiado por la Universidad de León mediante una beca predoctoral, y por la Comisión Europea (contrato n° FAIR-BM-956039).

Ha sido realizado en el Departamento de Ecología, Genética y Microbiología (área de Ecología) de la Universidad de León (Facultad de Biología, Campus de Vegazana, s/n, 24071 León), y en la unidad S.A.D.-Armorique del I.N.R.A. (*Institute National de la Recherche Agronomique)* de Rennes (65, rue Saint-Brieuc, 35042 Rennes Cedex, Francia)

«Yo soy el hombre lobo»

Yo soy el hombre lobo
Me devoro a mi mismo
Al amanecer corto el fresno
Donde se posó la luna
Al mediodía quemo los pastizales
Donde corre el venado
Al anochecer voy a la playa
A destazar tortugas
Yo subo a la montaña
Para cazar el águila
Lo que Dios hizo en seis días
Yo lo deshago en uno
Yo soy el hombre lobo
Me devoro a mi mismo.

Homero Aridjis

A Tanina y Toñita

AGRADECIMIENTOS

A Jacques Baudry, sin cuya inestimable ayuda esta Tesis hubiese tenido otro «color». Es una persona a quién admiro por su gran capacidad de trabajo e inteligencia, pero especialmente por su gran corazón y su infinita paciencia. De él aprendí, entre otras muchas cosas, la pasión por los análisis paisajísticos y por las" ventanas"... «Heureusement que je suis allée en Saragosse, parce que sinon.....»

A Patrick Osborne, a quién me encontré por azar hace algo más de un año, aunque yo creo que le conozco desde toda mi vida. Muchas gracias por apoyarme psicológicamente en mis momentos difíciles, por introducirme en el apasionante mundo de la «regresión y cía», y por su activa y desinteresada contribución en la elaboración y corrección de este manuscrito.

A Vicente Ena, por haberme introducido en el mundo de la investigación, y por la libertad que me ha dado durante la realización del trabajo.

A mis compañeros del Departamento de Ecología de la Universidad de León, dónde realice una buena parte de la Tesis; especialmente a Ana L. Mariño, Leo, Reyes, Luz, Elena, Marga, Camino y Tanis, por su amistad, su ayuda en el trabajo de campo, y su inestimable «auxilio» con la burocracia cuando varios cientos de km. me separaban del Vicerrectorado.

Al INRA-SAD Armorique, de Rennes, donde me acogieron con gran calurosidad durante un año. Gracias a Agnès, Claudine, Guillaume, Dominique, M°Yvonne, Stephanie, por hacerme olvidar diariamente los rigores de vivir del otro lado de los Pirineos, por sufrir conmigo mis «maladies», y por hacer inolvidable mi estancia en esta ciudad.

A Basi y a Tomás P. Jarauta, a quiénes conocí al comienzo de esta Tesis, y ahora son una parte esencial de mi vida. Me ayudaron en todo lo que necesité.

A Jaime Andrés, que fue una persona querida.

Al Departamento de Botánica de la Universidad de León, especialmente a Eduardo Alonso, por su importante ayuda en la elaboración de la cartografía, y en la resolución de mis

dudas geológicas y edafológicas, y a Félix Llamas que junto con Jaime, corrigieron la «forma y el fondo» botánico de esta Tesis.

A Jacinto Román y Jose Luis Robles que me enseñaron muchas cosas sobre los pájaros. También a Olga Borrego que me acompañó en numerosas salidas de campo.

A Patxi Martínez, que me dió las primeras las ideas al comienzo de la Tesis, y me orientó en la elección de la zona de estudio

A Nacho, del Departamento de Cartografía de la Universidad de León, que me digitalizó los mapas, y me demostró ser descendiente directo del Santo Job.

A Jesús (Yesu) que me ayudó en las tediosas tareas asociadas al final de una Tesis, cuando la cuenta atrás había comenzado.

A la Universidad de León, y a la Comisión Europea, por la financiación del trabajo.

En general, a todas las personas que me ayudaron, bien fuese con su trabajo o con su amistad.

Y por supuesto a mi familia, especialmente a mi madre y a mi abuela, que depositaron en mí toda la confianza, me permitieron llegar hasta aquí, y soportaron estoicamente mi azarada vida durante estos años.

GRACIAS

INDICE

INTRODUCCION GENERAL 17

PARTE I: IMPLICACIONES DEL ABANDONO DE TIERRAS EN EL PAISAJE (MACROPAISAJE) 29

CAPÍTULO 1: ESTRUCTURA (ESPACIO) Y DINÁMICA (TIEMPO) DEL PAISAJE. OBJETIVOS 31

1. Area de estudio: municipio de Chozas de Abajo 33
   1.1. Justificación de la elección 33
   1.2. Situación geográfica, extensión y división administrativa 33
   1.3. Hidrología e Hidrogeología 34
   1.4. Litología, Geomorfología y Edafología 35
   1.5. Clima 37
   1.6. Biogeografía y Bioclimatología 37
   1.7. Series de Vegetación 39
   1.8. Características socio-económicas 41
   1.9. Usos agroganaderos y reforma de la P.A.C. 42
2. Cartografía base, tipología y elementos del paisaje 42
   2.1. Cartografía base 42
   2.2. Definición de tres escalas tipológicas de análisis 44
   2.3. Descripción de los elementos del paisaje 46
      2.3.1. Tipología A 46
      2.3.2. Tipología B 50
      2.3.3. Tipología C 51
3. Análisis de la estructura del paisaje 51
   3.1. Estudio cuantitativo de la estructura global 51
      3.1.1. Material y métodos 52
      3.1.2. Superficie de cada tipo de uso 52
      3.1.3. Abundancia, Riqueza, Diversidad y Uniformidad 55
      3.1.4. Heterogeneidad y Redundancia 56
      3.1.5. Conectividad 56
   3.2. Análisis pluriescalar (escala espacial) de la estructura 59
      3.2.1. Material y métodos 59
      3.2.2. Variación de la estructura interna con la resolución espacial 61
         3.2.2.1. Definición de las clases de estructura 61
         3.2.2.2. Heterogeneidad 66
         3.2.2.3. Test de Kullback 66

3.2.3. Dependencia de la escala espacial de las clases de estructura 69
3.2.3.1. Resolución 69
3.2.3.2. Extensión 70
3.2.4. Mapas de heterogeneidad 71
4. Análisis de la dinámica del paisaje 72
4.1. Evolución de la estructura global 72
4.1.1. Material y métodos 72
4.1.2. Evolución de las superficies ocupadas por las unidades paisajísticas 72
4.1.3. Histogramas de transición 74
4.1.4. Variación de los parámetros 82
4.2. Aproximación pluriescalar (escalas espacial y temporal) 83
4.2.1. Material y métodos 83
4.2.2. Dinámica temporal del paisajea distintas resoluciones espaciales 84
4.2.2.1. Trayectorias de cambio 84
4.2.2.2. Heterogeneidad 90
4.2.2.3. Test de Kullback 91
4.2.3. Dependencia de la dinámica de la escala espacial 92
4.2.4. Disimilaridad de las ventanas de análisis durante el período de estudio a diferentes resoluciones espaciales 96
5. Discusión 98

CAPÍTULO 2: FACTORES DE ORGANIZACIÓN DEL PAISAJE: NATURALEZA Y SOCIEDAD. OBJETIVOS 117
1. Relación entre las unidades del paisaje y la cartografía temática 118
1.1. Histogramas de relación geología-paisaje 118
1.2. Histogramas de relación suelos-paisaje 118
1.3. Test de Küllback 121
2. Aspectos históricos de la modernización de las estructuras agrarias 122
3. Factores socioeconómicos y administrativos 123
3.1. La propiedad de la tierra, las explotaciones agrarias y la concentración parcelaria 123
3.2. Censos de estadística agraria 124
3.3. Evolución demográfica y éxodo rural 127
4. Factores políticos: Política de pagos compensatorios y retirada de tierras (cultivos herbáceos) 129

DISCUSIÓN PARTE I 131

PARTE II: IMPLICACIONES DEL ABANDONO DE TIERRAS DE CULTIVO EN LA BIODIVERSIDAD (MICROPAISAJE) 135

CAPÍTULO 3: CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDADES DE AVES A LO LARGO DEL GRADIENTE SUCESIONAL Y SU VARIACIÓN ESTACIONAL. OBJETIVOS 137
1. Elección de un método de censo para las aves, y su puesta en práctica 137
2. Los transectos y su estructura 139
2.1. Localización y cartografía base 139
2.2. Flora: Variación de la composición específica a lo largo del gradiente de abandono 143

2.3. Estructura horizontal: Microheterogeneidad 153
2.4. Estructura vertical: Estratificación 153
2.4.1. Metodología y definición de los estratos 153
2.4.2. Diversidad alfa: Perfiles de diversidad de vegetación 155
2.4.3. Diversidad gamma e índice de similitud beta 156
3. Análisis de la comunidad de aves 156
3.1. Material y métodos 156
3.2. Estructura de la comunidad: Parámetros ecológicos 159
3.2.1. Catálogos de especies 159
3.2.2. Abundancia, densidad, riqueza, diversidad, equitabilidad 161
3.2.3. Densidad media de cada especie por transecto: dominancia 163
3.3. Dinámica estacional 165
3.3.1. Densidad 165
3.3.2. Riqueza 172
3.3.3. Diversidad y uniformidad 174

CAPÍTULO 4: IDENTIFICACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT IMPORTANTES PARA LA COMUNIDAD DE AVES. OBJETIVOS 181
1. Indices de disimilitud BRAY & CURTIS 182
1.1. Material y métodos 182
1.2. Resultados 183
2. Análisis de correspondencias canónicas 184
2.1. Material y métodos 184
2.2. Resultados 187
3. Modelos de regresión lineal 191
3.1. Material y métodos 191
3.2. Resultados 192

DISCUSIÓN PARTE II 197

DISCUSION GENERAL 209

CONCLUSIONES 221

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS 225

ANEXO I (GLOSARIO) 249

ANEXO II (CATÁLOGOS DE ESPECIES DE AVES) 259

ABREVIATURAS

ACC	Análisis de correspondencias canónicas
AFC	Análisis factorial de correspondencias
AFCM	Análisis factorial de correspondencias múltiples
B.P.	Banda principal
CV	Coeficiente de variación
EL	Elemento del paisaje
EST	Estrato de vegetación
GLM	Métodos lineares generalizados
Ha.	Hectárea
km.	Kilómetro
m.	Metro
MHET	Microheterogeneidad
mm.	Milímetro
p.e.	Por ejemplo
p	Probabilidad
PAC	Política agrícola comunitaria
PER	Período del año
SIG	Sistemas de información geográficos
sp.	Especie
UE	Unión Europea
UP	Unidad de paisaje

INTRODUCCION GENERAL

Los cambios que en los últimos años han tenido lugar sobre los patrones de usos de las tierras son el resultado de complejas interacciones físicas, biológicas y sociales (RISSER *et al.*, 1984; URBAN *et al*., 1987) y han afectado a numerosos procesos ecológicos como la sucesión. Estas transformaciones pueden tener un grave impacto en la biodiversidad y son frecuentemente vistas como la mayor amenaza para el futuro. Es necesario conocer cómo los paisajes reaccionan ante esos cambios y valorar sus efectos ecológicos (TURNER & RUSCHER, 1988; BUREL *et al.*, 1988).

Las políticas agrícolas y las regulaciones de los mercados son algunos de los factores causantes de la dinámica de los patrones espaciales (BAUDRY *et al., en prensa*). En Europa, desde finales de los años 80, el abandono de tierras de cultivo fomentado por la Política Agrícola Común, ha provocado profundas transformaciones en los paisajes, cuyas consecuencias ecológicas deben ser valoradas a diferentes escalas.

EL ABANDONO DE TIERRAS EN EUROPA

El abandono de tierras no es en sí mismo un fenómeno nuevo, ha sido constante en el Oeste de Europa (especialmente en el área mediterránea) desde 1950, y común a lo largo de la historia. En la actualidad, se cifran en 9000000 las Ha. de tierras marginales que han sido retiradas de la producción, y la F.A.O. estima en 600000, las Ha. que desde 1973 han dejado de cultivarse anualmente (F.A.O., 1990). En Europa, las tierras han sido abandonadas debido al exceso de producción en sectores agrícolas específicos, a la aplicación de tecnología avanzada, y a la utilización de combustibles fósiles en la empresa agrícola (BAUDRY, 1991), así como por otros factores como el envejecimiento de la población, la parcelación, y la baja productividad.

Para reestablecer el equilibrio entre la producción y la capacidad de mercado, y hacer posible la presencia de la agricultura europea en los mercados mundiales (garantizando a la

vez un nivel de renta equitativo para los agricultores, y el respeto por el Medio Ambiente), la reforma de la P.A.C. se planteó como objetivos fundamentales una mayor eficacia y competitividad en las explotaciones (REGLAMENTO CCE 2328/91), y una reducción progresiva de los sectores excedentarios. Así, se creó un sistema de ayudas destinado a: promover la retirada de tierras de cultivos herbáceos (REGLAMENTOS CCE 1765/92; 2293/92), la extensificación (REGLAMENTO CCE 4115/88) y la reconversión de la producción (REGLAMENTOS CCE 2295/92; 2296/92), la inversión en las explotaciones agrícolas (REGLAMENTO CCE 2328/91), la agricultura de montaña y de determinadas zonas desfavorecidas, las zonas sensibles desde el punto de vista medioambiental (REGLAMENTO CCE 2078/91), las medidas forestales (REGLAMENTO CCE 2080/92), la formación profesional de los agricultores, y su jubilación anticipada (REGLAMENTO CEE 2079/92).

El abandono de tierras en España supera la media europea, así SANCHEZ (1995) cifra la magnitud del abandono en una zona marginal de la provincia de Albacete, en un 94% de la superficie agraria inicial. El sistema de organización tradicional del mundo rural español es muy bueno para un adecuado desarrollo y manejo de los recursos naturales, pero no es viable en el actual contexto socioeconómico, ya que un elevado número de explotaciones carecen de las condiciones estructurales que permitirían garantizar una renta justa y unas condiciones de vida equitativas a los agricultores (REGLAMENTO CCE 2328/91; ORDEN DE LA CONSEJERIA DE AGRICULTURA Y GANADERIA de 13 de Abril de 1992). En la provincia de León, el abandono de tierras es uno de los aspectos que más impacto ha tenido de los que contempla la reforma de la P.A.C., y que sin duda puede acarrear grandes consecuencias socioeconómicas (como pérdida de la economía rural y tradicional, despoblación) y ambientales (incremento del riesgo de incendio, erosión, alteraciones en la biodiversidad y en el paisaje).

LA INVESTIGACIÓN Y EL ABANDONO DE TIERRAS

Desde el comienzo de los años 90, el abandono de tierras se ha convertido en un importante objeto de estudio para los científicos, que han centrado su interés principalmente en varias líneas de investigación. Estas se pueden agrupar en las siguientes nueve grandes familias:

Paisaje: Estructura y dinámica de los patrones, y su efecto en las especies animales (GROSSI *et al.*, 1995; BUYS *et al.*, 1997) y vegetales (BUREL & BAUDRY, 1995).

Cambios en las características del suelo: Químicas (contenido de nitrógeno) (LORING & TRUDGILL, 1994) y mecánicas (erosión) (RUIZ-FLAÑO, 1993; CERDA, 1997); banco de semillas (ROOZEN *et al.*, 1995).

Hidrología y calidad del agua (LLORENS, 1993; WILLIAMS *et al.*, 1995).

Agronomía: Enfermedades provocadas en los cultivos (YARHAM & SYMONDS, 1992).

Biodiversidad: Efectos del abandono en la fauna (SOTHERTON, 1998) y en la composición botánica de las tierras abandonadas (WELCH, 1995; FORD, 1997); la sucesión ecológica, recolonización y restauración de comunidades (BROWN, 1991; HILL, 1992; TAPPEINER & CERNUSCA, 1993; SANCHEZ, 1995; HUNZIKER, 1995); consecuencias ecológicas del abandono (BAUDRY, 1991; BUNCE, 1991; GONZALEZ-BERNALDEZ, 1991; BAUDRY & ACX, 1993; BAUDRY *et al*., 1993). Los grupos animales que más frecuentemente son objeto de estas investigaciones son: *micromamíferos* (ROGERS & GORMAN, 1995; TATTERSALL *et al*, 1997); *aves*: estudios a nivel de comunidad y de especie (FISHER & SCHNEIDER, 1996), en epoca de cría (BERG & PART, 1994; WATSON & RAE, 1997) y en invierno (BAUER & RANFTL, 1996), de selección de hábitat, alimentación y conservación (SEARS, 1992); *insectos (*BUREL, 1991b; STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE, 1997), a*rañas* (BAUDRY *et al*., 1993).

Conservación, manejo (CHRISTAL *et al*., 1997); y ***usos alternativos (***SOTHERTON *et al*., 1992).

Aspectos políticos (FLOYD, 1992).

Efectos sociales y económicos (MERINO-PACHECO & BRIZ ESCRIBANO, 1992).

En cuanto a los países en los que más trabajos se han realizado relacionados con este tema, se pueden citar Francia, Alemania, Reino Unido, Italia, EEUU, y en considerable menor cantidad, España, Finlandia, Suecia, Portugal, Ukrania, Bélgica, Hungria, Ecuador, Bolivia, Canadá, Sudáfrica y Camerún.

En España, la investigación orientada en esta dirección ha sido hasta el momento más bien escasa, y los aspectos en los que se ha centrado son, principalmente, la sucesión ecológica en las tierras abandonadas (ZUAZUA, 1987; SANCHEZ, 1995), la hidrología (LLORENS, 1993), y la erosión (RUIZ-FLAÑO, 1993; CERDA, 1997).

Para conocer el impacto ambiental producido por el abandono de las tierras, y encontrar técnicas de manejo alternativas (cultivos no alimentarios, reforestación, pastoreo, revegetación natural, uso recreativo, reservas de biodiversidad), la investigación debe centrarse en el conocimiento de los patrones de cambio de los usos del suelo, y sus consecuencias ecológicas. Actualmente, en el campo de las ciencias ecológicas, se están desarrollando tres aproximaciones muy cercanas para abordar esta problemática: Ecología del Paisaje, Teoría de la Jerarquía y Agroecología, que son aplicables al conocimiento del abandono de tierras, ya que este fenómeno y los subsecuentes derivados de él, tienen lugar dentro del paisaje (produciendo un cambio en su estructura) y dentro de los sistemas agrícolas (teniendo características socioeco-

nómicas y técnicas específicas), todo ello controlado por jerarquías ecológicas y sociales (BAUDRY, 1991). En este contexto se sitúa el presente trabajo.

LA ECOLOGÍA DEL PAISAJE

La Ecología del Paisaje es una nueva disciplina científica o encrucijada de aproximaciones múltiples del paisaje, que ha encontrado durante los ultimos años el reconocimiento de la comunidad científica internacional (BUREL, 1991a). Se puede considerar una joven rama de la moderna Ecología que evolucionó en Europa (central y del Este), y en Norteamérica (EEUU y Canadá) como resultado de una aproximación holística adoptada por geográfos, ecólogos, planificadores del paisaje, diseñadores y gestores, en su intento de crear un puente entre los sistemas naturales, agrícolas, humanos y urbanos (NAVEH & LIEBERMAN, 1994; FARINA, 1998). Tiene un caracter complejo y un contenido heterogéneo, pero también unas bases epistemológicas claras (ZONNEVELD, 1990). Estudia la estructura, función y cambio de los paisajes (FORMAN, 1981; FORMAN & GODRON, 1986) (*cf. fig. IG-1),* teniendo en cuenta que la relación entre los patrones y los fenómenos ecológicos no se restringe a una simple o particular escala espacial o temporal (RISSER, 1987; CULLINAN & THOMAS, 1992). El paisaje es visto como un nivel de organización de los sistemas ecológicos, en el que los patrones espaciales son descriptores privilegiados (BAUDRY & MERRIAM, 1987; BAUDRY, 1988).

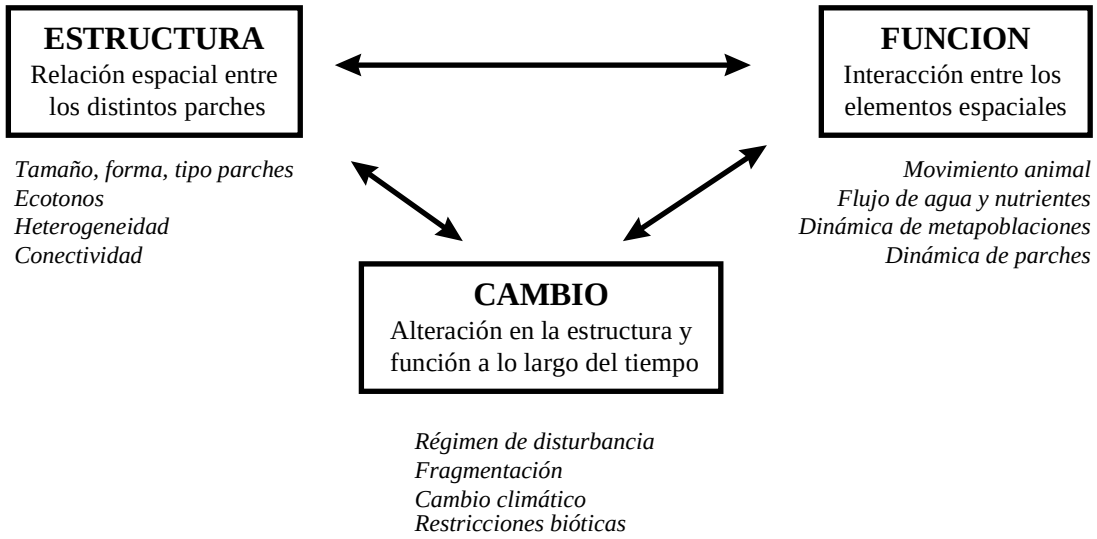


Fig. IG-1: La Ecología del Paisaje puede ser considerada como el estudio de las estructura, función y cambio del paisaje (traducido de HOBBS, 1997)

Antes de ser objeto de estudio de la Ecología, el paisaje fue utilizado en numerosas disciplinas, pintura, arquitectura, literatura, y sobre todo geografía y biogeografía. Las definiciones generalmente aceptadas hacen intervenir dos conceptos, espacio y percepción, y presentan más frecuentemente connotaciones estéticas, que un sentido de evaluación ecológica. El término *paisaje* (ver *glosario* en *ANEXO I*) fue introducido en Ecología por el biogeográfo

alemán, TROLL en 1938, sólo tres años después que TANSLEY acuñase el de *ecosistema*, aunque ya en el siglo XIX, VON HUMBOLDT lo había introducido como un término geográfico. Sin embargo, hasta los años 70, los trabajos acerca del paisaje fueron escasos, mientras que la Ecología de individuos, de poblaciones, y después de ecosistemas, fue fecunda. En esta epoca, los trabajos realizados en EEUU, Francia, Alemania y Paises Bajos, condujeron al renacimiento de la Ecología del Paisaje en 1981, en el *coloquio de Veldhoven (Holanda*), con la creación de la *International Association Landscape Ecology (IALE)*, y con la primera edición de la revista *Landscape Ecology* en 1987.

Los conceptos unificadores de la Ecología del Paisaje se pueden resumir en los siguientes puntos (RISSER, 1984):

1) Consideración del desarrollo y mantenimiento de la *heterogeneidad espacial*, las interacciones espacial y temporal y los intercambios a través de los paisajes heterogéneos, la influencia de la heterogeneidad en los procesos bióticos y abióticos, y el manejo de esta heterogeneidad.

2) Preocupación por la extensión de la *biogeografía de las islas* a los parches de los paisajes continentales.

3) Presunción de que las características del *nivel ecosistema* se adecúan al nivel paisaje.

4) Reconocimiento de la necesidad de dirigir las cuestiones del paisaje al *manejo* de los recursos y de las tierras.

5) Creencia de que la metodología de *mapas superpuestos* es suficiente para captar los atributos esenciales de los paisajes.

6) Comprensión de que las *actividades humanas* son una parte integral de cualquier concepto significativo de la Ecología del Paisaje.

7) Reconocimiento de que la inclusión de *muchas disciplinas* apropiadas da como resultado un campo sumamente complejo.

Los tres puntos esenciales que se pueden extraer de estos conceptos son:

1) *El hombre es parte receptora de los sistemas ecológicos* (NAVEH & LIEBERMAN, 1994).

2) El análisis del paisaje es complejo y necesita de una aproximación multidisciplinar (TOTH, 1988; ZONNEVELD, 1990; RODRIGUEZ, 1997) (cf. fig. IG-2). NAVEH & LIEBERMAN (1994), utilizan el concepto de ciencia transdisciplinaria para referirse a la Ecolo-

gía del Paisaje, ya que no sólo es una combinación de métodos de varias ciencias, sino un nivel de integración que abraza otras disciplinas básicas en filosofía y aplicación.

3) El nivel paisaje es pertinente para responder a las expectativas de los gestores: La Ecología del Paisaje se esta convirtiendo progresivamente en una de las ciencias más importantes como base y fundamento de la planificación, gestión, conservación, desarrollo y restauración del medio (NAVEH & LIEBERMAN, 1994; MOREY, 1995), integrando un punto de vista ecológico en estas operaciones de manejo (BAUDRY, 1988). *Cf. fig. IG-3.*

La disyunción principal con la Ecología de Sistemas es la consideración de la heterogeneidad espacial en el análisis ecológico (BUREL, 1991a). En esta línea, KOTLIAR & WIENS (1990), definen la Ecología del Paisaje como la disciplina que estudia las consecuencias ecológicas de la heterogeneidad. Así como la investigación de los ecosistemas se centra en los ciclos de materiales y flujos de energía dentro del ecosistema, y además en cómo los compartimentos internos afectan al movimiento y a los procesos; la Ecología del Paisaje estudia las dimensiones espaciales, la regularidad de la organización, la distribución y el contenido de los ecosistemas en un sector del paisaje, y como la configuración espacial afecta a la función (flujo, interacción y cambio) (SCHREIBER, 1990). Mientras que la Ecología clásica tiene sus técnicas adaptadas a trabajar en comunidades concretas, la Ecología del Paisaje dispone de metodologías que le permiten estudiar cualquier fragmento de la biosfera (MOREY, 1995).

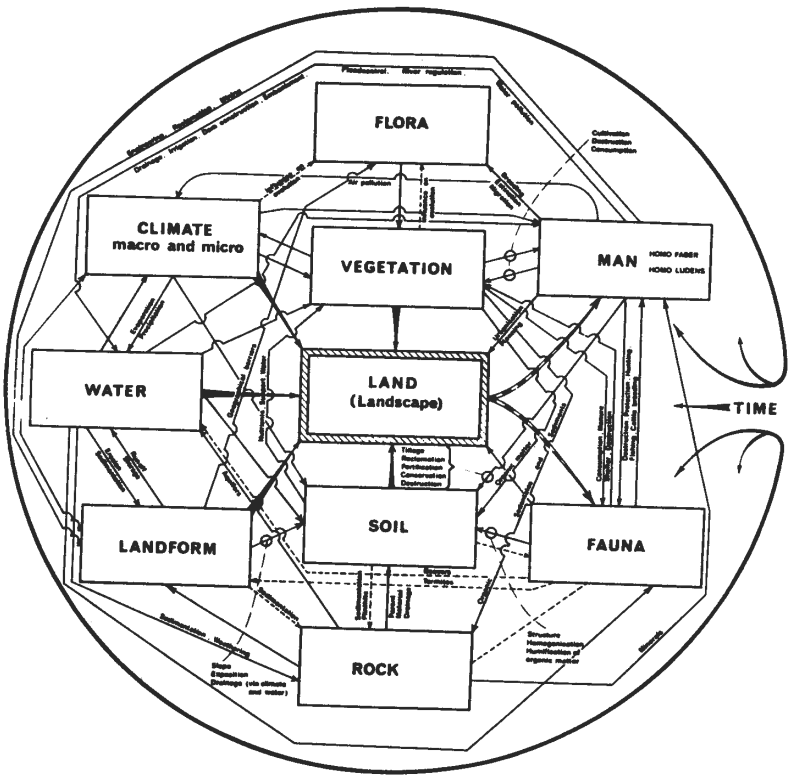


Fig. IG-2: Factores y atributos del paisaje y sus interrelaciones. Extraído de ZONNEVELD (1972)

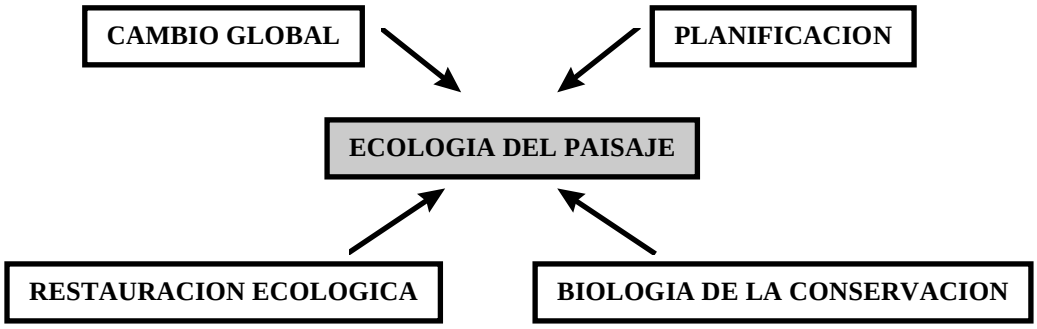


Fig. IG-3: La Ecología del Paisaje es relevante para muchas aplicaciones, y potencialmente tiene mucho que ofrecer a los campos señalados en la figura entre otros (traducido de HOBBS (1997)).

A partir de los conceptos arriba explicados, se han desarrollado varias escuelas dentro de la Ecología del Paisaje, ya sea por la problemática enfrentada o por los métodos de análisis utilizados, que se pueden agrupar en **dos orientaciones principales** (*cf.* BUREL, 1991a):

A- Cartografía y planificación ecológica, desarrollada principalmente en Europa del Este y Canadá. Esta aproximación *geosistemática* del paisaje, de origen soviético, se caracteriza por un análisis espacial, frecuentemente muy normalizado, que recorta la zona de estudio en unidades estructurales (*geofacies, geotopos*) según una jerarquía previamente establecida. Las unidades se definen en función de criterios geográficos o ecológicos, y permiten determinar los usos potenciales. Esta corriente se acerca a los métodos utilizados por los geógrafos (Geografia Física y Humana).

B- Análisis de las relaciones entre los procesos ecológicos y el paisaje. Esta faceta se desarrolla en continuidad con la Ecología de Sistemas. El paisaje se considera como un nivel de organización de los sistemas ecológicos, que presenta características propias (heterogeneidad, importancia de las actividades humanas, y definición espacial). Los temas que se han desarrollado dentro de esta corriente son esencialmente: *estructura y dinámica* (por ejemplo, FORMAN & GODRON, 1986; TURNER & RUSCHER, 1988; O'NEILL *et al.*, 1988, BUREL & BAUDRY, 1990), *factores de organización del paisaje* (IVERSON, 1988), y *relación entre procesos ecológicos y paisaje* (BAUDRY & MERRIAM, 1987; BAUDRY, 1988; BUREL, 1991a; WIENS *et al.*, 1993).

WIENS (1992) tras revisar la temática de los artículos publicados en los primeros cinco volúmenes de la revista *Landscape Ecology*, explica que aunque la Ecología del Paisaje puede ser aplicada a fina y a gran escala, la mayoría de los trabajos se refieren a las características a gran escala (varias Ha. o Km.) de paisajes humanizados, estudiando sobre todo los usos del suelo al nivel de organización de la estructura. HOBBS (1997) analiza los siguientes cinco números de la citada revista, y encuentra un desplazamiento en la temática, desde estudios descriptivos y no cuantitativos, hacia una mayor cuantificación y utilización de técnicas estadísticas y modelización. Como textos más significativos en Ecología del Paisaje, recopiladores de sus bases teóricas y metodológicas, se pueden citar: en Norteamérica, RISSER *et al.*

(1984); FORMAN & GODRON (1986); ZONNEVELD & FORMAN (1989); TURNER & GARDNER (1991) y FORMAN (1995); y en Europa: BAUDRY (1985); NAVEH & LIEBERMAN (1994) y FARINA (1998).

En España, el estudio del paisaje no ha tenido un desarrollo espectacular, son pocos los trabajos ligados al tema, y generalmente con una perspectiva más bien visual y cualitativa asociada a la Educación Ambiental (p.e. ESCRIBANO *et al*., 1987) o puramente geográfica (DE BOLOS, 1992). El texto de GONZALEZ BERNALDEZ (1981), supone una transición desde estos primeros enfoques hacia una concepción más moderna y ecológica del paisaje (habla de estructura y función). Y trabajos más recientes (GONZALEZ BERNALDEZ *et al.*, 1989; FERNANDEZ ALES *et al.*, 1992; GARCIA RUIZ *et al.*, 1996), se encuadran ya claramente en el marco de la Ecología del Paisaje.

LA TEORÍA DE LA JERARQUÍA

La Ecología del Paisaje pone en evidencia la organización holística de los sistemas *(«the whole is more than the sum of its parts»*), y la consiguiente necesidad de utilizar aproximaciones pluriescalares, reuniendose así con la Teoría de la Jerarquía cuya importancia es creciente en Ecología (NAVEH & LIEBERMAN, 1994; BAUDRY & BUREL, 1996).

Los paisajes son sistemas complejos en los que tienen lugar toda una serie de fenómenos ecológicos, cada uno con una escala ecológica propia. La Teoría de la Jerarquía (ALLEN & STARR, 1982; O'NEILL *et al.*, 1986; URBAN *et al.*, 1986; ALLEN *et al.*, 1987; WIENS, 1989; ALLEN & HOEKSTRA, 1992) es un cuadro conceptual adecuado para tratar fenómenos que se desarrollan a varias escalas en el espacio y en el tiempo. Sus dos predicciones más importantes son:

1) Existe una correlación entre las escalas de tiempo y de espacio. Los fenómenos que se desarrollan en grandes espacios son más lentos que los que intervienen sobre pequeños espacios.

2) Los niveles de organización se caracterizan esencialmente por las velocidades de funcionamiento de los fenómenos, entonces, aquellos con velocidades de funcionamiento muy diferentes, interactúan poco.

En el seno de un paisaje se pueden identificar toda una gama de escalas a las que tienen lugar los procesos, y éstas pueden ser agrupadas en clases de velocidad, estos grupos forman los niveles de la Jerarquía. A los niveles superiores de la Jerarquía, los fenómenos se desarrollan durante períodos de tiempo largos y en grandes espacios, mientras a que los niveles inferiores, son más rápidos y locales, de forma que los primeros ejercen un control sobre los segundos *(fig. IG-4)*. Así, el sistema puede ser recortado en niveles de organización co-

rrespondientes a las escalas de espacio y de tiempo de cada fenómeno. Estos niveles tienen unas propiedades de casi autonomía. Para estudiar un fenómeno hay que tener en cuenta varios niveles de la Jerarquía, e identificar sus factores explicativos.

No hay una Jerarquía sencilla y fundamental, ni una descripción universal de un espacio, sino que depende del fenómeno considerado y del punto de vista del observador.

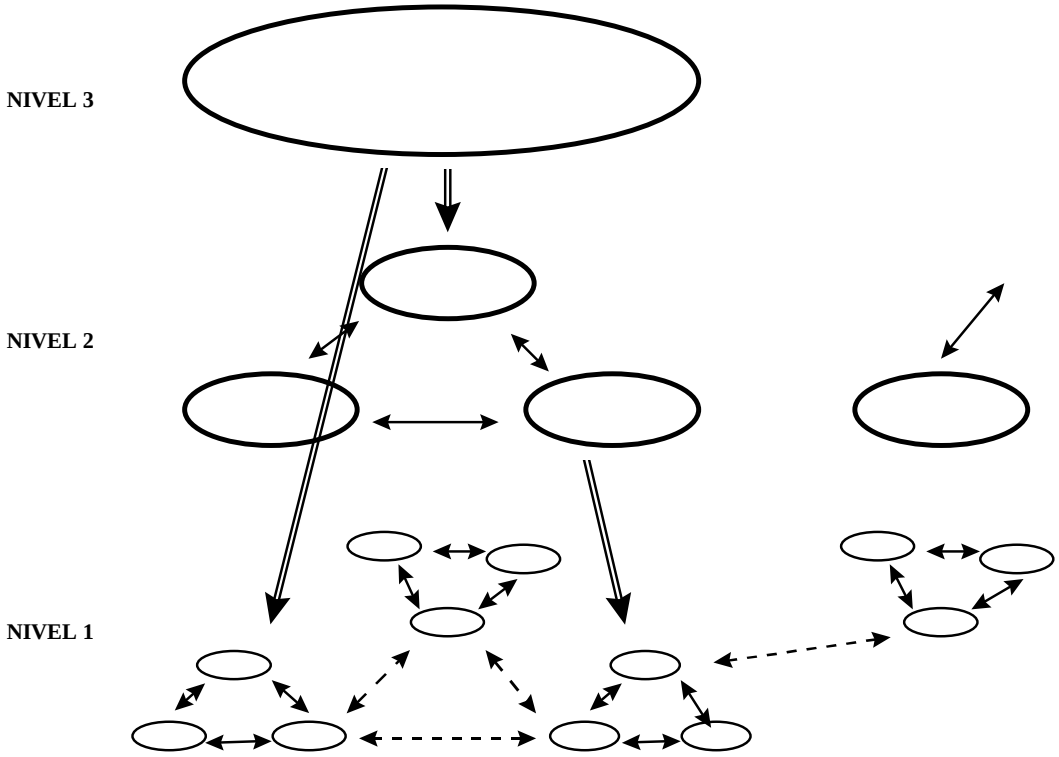


Fig. IG-4: Un sistema jerárquico generalizado. Las flechas indican los diferentes tipos de relaciones verticales y horizontales entre los componentes de la jerarquía. Figura modificada de URBAN et al. (1987)

ORGANIZACIÓN Y MARCO TEÓRICO DEL TRABAJO

Este trabajo se basa en el estudio de agrosistemas influenciados por la P.A.C., en particular por el abandono de tierras. Trata de desarrollar en torno a este fenómeno, los aspectos conceptuales y metodológicos más interesantes de la *Ecología del Paisaje* y también de la *Ecología de Sistemas*. Por lo tanto se puede considerar una integración de ambas ramas de la Ecología. Así mismo, y en alusión a la necesidad de la *multidisciplinariedad* en Ecología del Paisaje, se reúnen aportes no sólo ecológicos, sino también de la Geografía, la Sociología, la Economía, la Historia, y la Política.

El trabajo gira en torno a los tres pilares básicos de la Ecología del Paisaje: la estructura, el cambio y la función. En conjunción con las principales temáticas desarrolladas en la corriente de estudio del paisaje desarrollada en EEUU, Francia, Holanda y denominada *análisis de las relaciones entre los procesos ecológicos y el paisaje* (comentada antes), se organizó

el contenido del trabajo en tres bloques: estructura y dinámica del paisaje, factores de organización, y relación con los procesos ecológicos; como se explica más adelante. Y en relación a la corriente, *cartografía y planificación ecológica*, desarrollada en Europa del Este y Canadá, se ha dado un cierto peso a la metodología de superposición cartográfica con cartografía temática.

Para estudiar las consecuencias ecológicas del fenómeno del abandono de tierras de acuerdo con la *Teoría de la Jerarquía*, teniendo en cuenta por lo tanto, la importancia clave de la consideración de la *escala* en el estudio de los fenómenos ecológicos (como ya se comentó en los apartados anteriores) el trabajo se estructuró en dos partes, correspondientes a dos niveles de estudio diferentes:

Parte I) Macroescala: Sería el estudio realizado a nivel paisaje, en el término municipal de Chozas de Abajo, a escala cartográfica 1:25.000. Correspondería con el nivel de percepción *sector (*BLONDEL, 1986). El período de estudio considerado fue de casi 40 años: 1956-1995.

Parte II) Microescala: Se descendió desde el nivel anterior hasta una escala local, más ligada a la percepción humana, que correspondería con la escala cartográfica 1: 500. Sería el nivel *biotopo* de BLONDEL (1986).

El período de estudio fue 1994-1997. Se estudió la sucesión ecológica en las tierras abandonadas y la comunidad de aves asociada.

En la **parte I** se desarrollaron metodologías propias de la Ecología del Paisaje. Se dividió en dos capítulos, el primero tratando acerca de la *estructura y dinámica del paisaje* en la segunda mitad del siglo, analizando la importancia de la escala (espacial, temporal y número de componentes) en la comprensión del fenómeno, y desarrollando distintas metodologías con diferente grado de complejidad (cualitativas y cuantitativas) para el conocimiento de los cambios producidos y la puesta en evidencia de la estructura jerárquica del paisaje respecto al fenómeno estudiado; y el segundo, profundizando en los *factores de organización (*interacción entre Naturaleza y Sociedad) causantes de esos patrones paisajísticos.

En la **parte II**, se utilizó una aproximación mixta, ligada a la Ecología de Sistemas y a la del Paisaje, para estudiar la *relación entre los patrones y los procesos ecológicos* (en este caso la *sucesion ecológica*, desencadenada en las tierras retiradas de la producción.

Se utilizó la *comunidad de aves* como bioindicadora de los cambios ambientales producidos. En el *capítulo 3*, se caracterizaron las comunidades de *Passeriformes* y las zonas de estudio; y en el *capítulo 4*, se buscaron las características ambientales importantes para las aves.

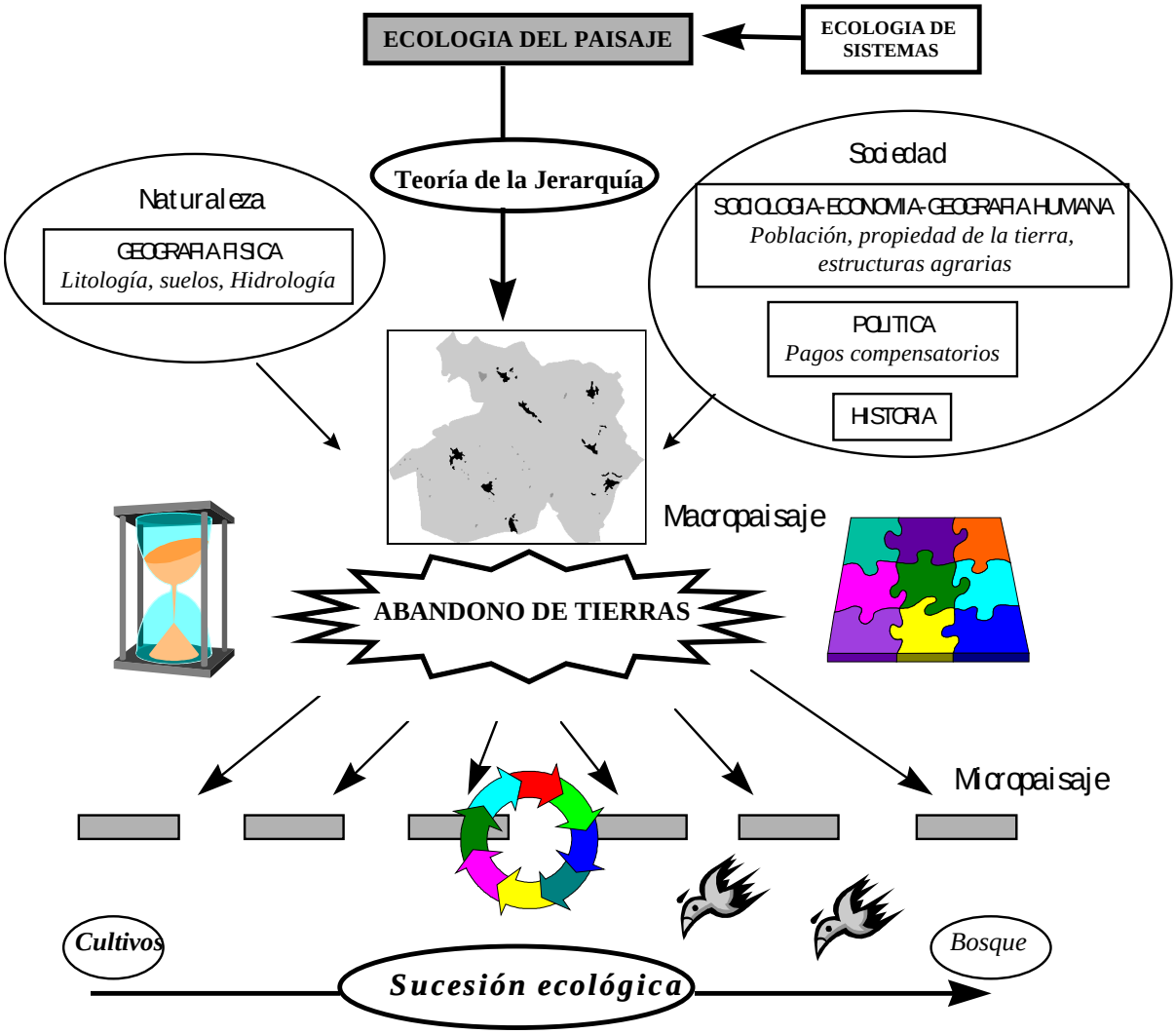


Fig. IG-5: Organización del trabajo

PARTE I. IMPLICACIONES DEL ABANDONO DE TIERRAS EN EL PAISAJE (MACROPAISAJE)

Los cambios temporales en los patrones espaciales son dictados por una combinación de fuerzas naturales (climáticas, edáficas, biogeográficas) y humanas (sociales, políticas y económicas), que controlan los usos de las tierras, cada una operando a diferentes escalas espaciales y temporales. Los paisajes son entonces, dinámicos en estructura y función (DUNN *et al.*, 1991).

Los paisajes europeos son heterogéneos y complejos, y se diferencian ecológica y económicamente. Durante los últimos 50 años se han transformado rápidamente en el centro y Oeste de Europa, lo que ha incrementado las diferencias entre la Europa Oeste, Este y Sur. En general, las dos principales tendencias en los cambios de usos producidos en nuestro continente, son la intensificación y la marginalización o abandono (MEEUS, 1995; JONGMAN, 1995).

La agricultura española, como mediterránea, es un mosaico de contrastres en que se contraponen grandes superficies de cultivos cerealistas con barbechos y cultivos leñosos, junto a zonas de regadío intensivo (SAENZ, 1990). Actualmente la crisis que sufre el mundo rural español, agravada por la entrada en la UE, ha provocado el abandono de gran parte de su superficie de cultivo. Ante esta situación, se ha planteado la necesidad de una reconversión de las estructuras actuales hacia otro tipo de actividades económicas, lo que supone un elevado coste social y económico (MARTINEZ & GROVES - RAINES, 1992).

El sector agrario posee, sin duda, una enorme transcendencia económica y social en la provincia de León, configurándose su importancia a partir de dos hechos: su peso predominante en el conjunto de la actividad económica provincial, y su problemática situación actual. Además, la débil situación de los otros sectores, impide la absorción de la mano de obra expulsada del sector primario. Actualmente las características más importantes del sector agrario leonés son (MARIN, 1993):

- Problemática estructura productiva, que como consecuencia de las condiciones edáficas y climáticas, está basada en un conjunto no muy variado de cultivos.

- Exceso de población activa agraria, y sobre todo, acusado envejecimiento de la misma.

- Inconveniente estructura de las explotaciones, que tienen unas dimensiones muy reducidas y un alto grado de parcelación, y por lo tanto una difícil rentabilidad.

- Impropio proceso de mecanización, que ha sido muy intenso, cargando excesivamente sobre los costes, y dificultando la renovación de la maquinaria en el momento oportuno.

- Insuficiente desarrollo de las formas asociativas y las estructuras comerciales.

En esta primera parte del trabajo, se ha planteado el estudio de cómo y porqué cambió el paisaje en una zona agrícola de la provincia de León, sometida a primero a intensificación y después a abandono, durante la segunda mitad de este siglo. Según la tipología de los paisajes pan-europeos elaborada por MEEUS (1995), el sitio de estudio corresponde a la unidad «Mediterranean semi-bocage», que se compone de una mezcla de áreas abiertas (cultivos, pastizales, viñedos, huertos), protegidas de la erosión por las masas forestales, y donde la gente vive en pequeños pueblos. Los principales problemas de éstas áreas son el riesgo de erosión, incrementado por el sobrepastoreo de los taludes, y además el abandono de las tierras y la reforestación con *Pinus* sp.

En el *primer capítulo* se estudia, cualitativa y cuantitativamente, la variación pluriescalar de los patrones paisajísticos, buscando su estructura jerárquica en respuesta al fenómeno del abandono de tierras. En el *segundo capítulo*, se comentan los principales factores sociales y naturales que han podido provocar el masivo abandono de las tierras en el Municipio de Chozas de Abajo, y en general en la provincia de León.

CAPÍTULO I. ESTRUCTURA Y DINÁMICA DEL PAISAJE

OBJETIVOS

- Conocer la *dinámica estructural* del paisaje durante la segunda mitad del siglo en el municipio de Chozas de Abajo.

- Evaluar el impacto causado por el *abandono de tierras de cultivo* en la estructura del paisaje, mediante una *aproximación pluriescalar* .

- Detectar cuál es la *escala pertinente* para la comprensión del cambio de uso de las tierras, utilizando diferentes *niveles de detalle en la definición de la tipología* de las unidades paisajísticas, y diferentes metodologías.

- Interpretar cualitativamente la estructura y la dinámica del paisaje. Describir los *tipos de elementos* presentes: *matriz, parche* y *corredor* y su variación, durante el período de estudio.

- Analizar las *relaciones entre los elementos del paisaje*. Calcular los parámetros *heterogeneidad, redundancia, diversidad, equitabilidad, riqueza, conectividad,* y su dinámica temporal.

- Estudiar las variaciones internas en la composición y estructura del paisaje entre 1956 y 1995, en función de la *resolución espacial* del análisis, analizándolas en un mismo cuadro de referencia.

- Poner en evidencia la dependencia de la *escala espacial y temporal* en la percepción del fenómeno estudiado. Definir en el paisaje los *niveles de organización* ecológica, y las *transferencias de escala.*

La estructura y composición del paisaje puede cambiar dramáticamente a lo largo del tiempo (BAKER, 1989). La Ecología del Paisaje ha enfatizado la importancia de las relaciones entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos, y cómo éstos cambian a través de

las escalas (ALLEN & STARR, 1982; O'NEILL *et al.,* 1986; URBAN *et al.,* 1987; WIENS, 1989c; LEVIN, 1992; FUHLENDORF & SMEINS, 1996). Esta creciente atención a la dinámica espacial, ha subrayado la necesidad de nuevos métodos cuantitativos para analizar los patrones, determinar la importancia de los procesos espacialmente explícitos, y desarrollar modelos de paisaje fiables (TURNER & GARDNER, 1991).

Numerosas metodologías se han desarrollado en la década pasada para cuantificar los patrones espaciales y temporales del paisaje, y establecer escalas propias para la identificación de patrones ecológicos escalo-dependientes (FUHLENDORF & SMEINS, 1996). En este contexto, TURNER *et al. (*1991); O'NEILL *et al.* (1991b) y FARINA (1998), contrastan una variedad de técnicas estadísticas diseñadas para identificar escalas espaciales en un conjunto de datos, y determinar la estructura paisajística. Algunos de estos métodos son: estimación del tamaño y número de manchas, análisis espectral, geometría fractal, análisis de la varianza espacial, índices de autocorrelación, índices basados en la teoría de la Información. Un problema importante y común a varios de ellos, es la falta de información en los cambios acerca de la posición geográfica de los tipos de usos del suelo (HULSHOFF, 1995).

La elección de un método particular de análisis paisajístico depende de los objetivos del estudio y del equipamiento disponible (TURNER, 1990). Los sistemas de información geográficos, de complejidad variable, han emergido como una herramienta útil para dirigir las investigaciones al nivel de paisaje, y permiten testar hipótesis a grandes escalas espaciales (IVERSON, 1988; TURNER, 1990; TURNER & GARDNER, 1991). Así mismo, los avances en el terreno de la informática, las técnicas de manejo y análisis de datos, la teledetección y el desarrollo de los modelos, han sido de gran importancia para la evolución de las metodologías cuantitativas de análisis del paisaje (TURNER & GARDNER, 1991).

Para HULSHOFF (1995), la cuantificación del cambio en los patrones del paisaje debe seguir varios pasos: primero, describir el cambio con palabras, después por medio de mapas y de ilustraciones gráficas, y finalmente por medio de índices.

Así, en este capítulo, se abordan tres formas de estudiar la dinámica estructural del paisaje. La más simple consiste *en describir los elementos del paisaje* (FORMAN & GODRON, 1986), éste es un método cualitativo que puede servir como complemento a otros análisis más complejos, pero que en sí mismo no aporta información suficiente para el conocimiento del cambio en los patrones. Después, se desarrollan dos metodologías propias de la Ecología del Paisaje, y que requieren la utilización de sistemas de información geográficos. La primera, permite conocer la estructura global del paisaje, cuantificando los patrones mediante la utilización de *parámetros* explicativos de la relación de los elementos entre sí (diversidad, equitabilidad, heterogeneidad, redundancia, riqueza, conectividad). La segunda, la más compleja, es una *aproximación pluriescalar* que profundiza en la estructura interna del paisaje y compara en un mismo cuadro de referencia situaciones a distintas escalas espaciales y tem-

porales (BUREL, 1992). Para la puesta en práctica de estas metodologías, se utilizan tres resoluciones tipológicas en la definición de las unidades paisajísticas, con el objeto de conocer cuál es la escala tipológica más adecuada para la comprensión del impacto del fenómeno del abandono de tierras en el macropaisaje.

1. AREA DE ESTUDIO: MUNICIPIO DE CHOZAS DE ABAJO

1.1. JUSTIFICACION DE LA ELECCION

Se seleccionó el término municipal de Chozas de Abajo para la realización de este estudio, por los siguientes motivos:

- Al ser un ayuntamiento constituye una unidad de gestión territorial.
- La importancia que ha tenido el fenómeno del abandono de tierras, potenciado por la reforma de la P.A.C.[1]
- La proximidad a la ciudad de León, lo que facilitó los desplazamientos para la realización del trabajo de campo.

1.2. SITUACION GEOGRAFICA, EXTENSION Y DIVISION ADMINISTRATIVA

El área de estudio se encuentra situada en el cuadrante Noroccidental de la Península Ibérica, en el centro de la provincia de León. Está comprendida en las hojas 161 (13-9) «León» y 194 (13-10) «Santa María del Páramo» a escala 1:50.000 del mapa militar de España del Servicio Geográfico del Ejército (S.G.E.), y se sitúa entre las coordenadas geográficas 5°46’12’’N, 5°36’36’’N, 42°32’20’’W y 42°26’30’’W (^{2}72, ^{2}85, ^{47}02 y ^{47}13, UTM).

El ayuntamiento tiene una extensión total de 10009 Ha. (100.09 Km.^{2}), y contiene nueve núcleos de población (aldeas, según la terminología del I.N.S.[2]): Chozas de Arriba, Chozas de Abajo, Antimio de Arriba, Ardoncino, Banuncias, Villar del Mazarife, Mozóndiga, Méizara y Cembranos, que se localizan en dos núcleos aislados geográficamente, uno mayor que incluye las ocho primeras aldeas, y uno menor (Cembranos y sus tierras circundantes). Para facilitar el análisis cartográfico, el estudio se llevó a cabo sobre el núcleo mayor, cuya *superficie reducida* (proyección en una superficie plana) es 8890.17 Ha. (*cf. fig. I.1-1),* excluyendo el núcleo Cembranos.

La altitud del territorio considerado en el estudio está comprendida entre 916 m. (Otero, al NW municipal) y 830 m. como cota menor.

1 P.A.C.=Política Agrícola Común
2 I.N.S.=Instituto Nacional de Estadística

Limita con los siguientes términos municipales: Valverde de la Virgen, Santovenia de la Valdoncina, Onzonilla, Ardón, Valdevimbre, San Pedro de Bercianos, Bustillo del Páramo y Villadangos.

1.3. HIDROLOGIA E HIDROGEOLOGIA

El municipio de Chozas de Abajo pertenece a la *cuenca del Duero*, concretamente a la *red hidrográfica del Esla*. Esta red fluvial ha vaciado con facilidad y profundamente los sedimentos terciarios, en general poco consistentes, excavando valles a veces tan amplios que llegan a constituir verdaderas llanuras (FERNANDEZ-ALAEZ, *com. pers*.). La zona de estudio está bañada por varios arroyos afluentes de este río y los canales de riego que se han construido en algunos de ellos (M.A.P.A., 1977; MARTINEZ, 1995). Destacan de Oeste a Este el arroyo del valle de Fontecha, el de Raposeras y el de Lavadero (que riegan los cultivos intensivos del Suroeste municipal, y que están canalizados en buena parte de su curso), el arroyo de Valdecelada, el del Valle Grande, los arroyos del Valle de Valdelleva, del Monte, y del Pueblo (que se unen ya fuera del municipio, originando el arroyo del Reguero, afluente directo del Esla), y el arroyo del Valle (en el extermo NE) (*cf. fig. I.1-2).*

Además de estos sistemas lóticos, se encuentran numerosas *lagunas* naturales, de escasa profundidad, de las que destacan por su tamaño la de Chozas de Arriba, la de Ardoncino, la Rey y la laguna Som (*cf. fig. I.1-2).* El origen de este complejo lagunar es mixto. Constituyen áreas de recarga con impermeabilidad de caracter edáfico o litológico, donde sin embargo pueden darse descargas lineales de flujos cortos poco mineralizados (FERNANDEZ-ALAEZ, *com.pers.*). Estas formaciones palustres están ligadas mayoritariamente a los *acuíferos de Rañas* y puntualmente al flujo subterráneo de la *región Esla-Valderaduey* (MARTINEZ, 1995). Ambas unidades hidrogeológicas (que litológicamente tienen los componentes del Cuaternario y del Terciario detrítico, respectivamente) entran en contacto en el Norte de la zona de estudio, produciéndose rezumes de agua subterránea. La mayoría de estas lagunas dependen exclusivamente de la precipitación y se secan en verano por la aridez de este período, permaneciendo solamente aquellas que se encuentran en áreas donde el nivel freático es alto, que reducen considerablemente su nivel de agua (FERNANDEZ-ALAEZ, *com.pers.;* FERNANDEZ-ALAEZ *et al.,* 1996).

En la comarca del Páramo, en la que se sitúa la zona de estudio, el 5-19% de la superficie de cultivos, es regada con *aguas subterráneas*. En algunas de las lagunas, como la de Chozas de Arriba, el hombre ha intervenido reforzando el embalsamiento con muros y diques de contención (FERNANDEZ-ALAEZ *et al.,* 1984), para su utilización. El resto del agua necesaria para el riego se toma de los canales procedentes del Orbigo y del agua del embalse de Barrios de Luna (M.A.P.A., 1977).

1.4. LITOLOGIA, GEOMORFOLOGIA Y EDAFOLOGIA

El sustrato rocoso de la zona de estudio corresponde a materiales de edades terciaria y cuaternaria. Situada en un interfluvio (Esla-Orbigo), el área se incluye dentro de la España arcillosa (HERNANDEZ PACHECO, 1934), y está conformada por rocas sedimentarias poco o nada consolidadas: arcillas, arenas y conglomerados del Terciario, tapizadas por limos y arcillas de inundación sobre arenas y conglomerados fluviales del Cuarternario (ALONSO, 1995, *com. pers.*) (*cf. fig. I.1-3).*

De estructura tectónica simple, presenta una disposición de los estratos prácticamente subhorizontal. Estos materiales arcillosos dan lugar a relieves suaves en los que la red fluvial se encuentra discretamente encajada (I.T.G.E., 1994).

Su geomorfología o tipo de relieve se encuadra dentro del dominio morfoestructural denominado *relieves en materiales del terciario de la cuenca del Duero*. La cuenca del Duero es una altiplanicie formada por materiales de edades comprendidas entre Paleoceno y Plioceno. Durante el Cuaternario sufrió un importante proceso de erosión y formación de terrazas. La disposición subhorizontal de estos materiales terciarios de bajo grado de consolidación y su heterogeneidad litológica originan los páramos y las riberas (ALONSO, 1995). Por su extensión superficial, son las terrazas fluviales y los fondos aluviales, los depósitos mejor representados en esta cuenca. Las llanuras correspondientes a las terrazas altas y medias (que caracterizan el relieve de la zona de estudio) dan lugar a los páramos detríticos y muy singularmente a la comarca del Páramo Leonés, entre el Orbigo y el Esla (I.T.G.E., 1994) (*cf. fig. I.1-3).*

En el municipio de Chozas de Abajo se diferencian las siguientes formas de relieve (ALONSO, 1995):

Formas fluviales: superficies y depósitos originados por la dinámica fluvial:

- Cauce y llanura de inundación.
- Terrazas medias y altas.
- Abanicos y conos aluviales.

Formas de gravedad: depósitos originados por gravedad, denominados en general coluviones.

Sobre estos materiales terciarios y cuaternarios, la edafogénesis ha seguido diferentes caminos: las terrazas altas y medias, han sufrido a través del Cuaternario, fuertes procesos de iluviación de arcillas, originándose los *Alfisoles*; en los fondos de valle, terrazas bajas y en vaguada, los procesos fluviales de inundación han dado lugar a los *Fluvent*; por último, en los escarpes de terrazas, donde aflora el Terciario, los fuertes procesos de erosión han originado los *Entisoles* (*Regosoles* y *Leptosoles*).

En la zona de estudio se diferencian las siguientes unidades cartograficas de suelos (los números se refieren a la *fig. I.1-4*):

1: Cambisoles calcáricos y húmicos (FAO-UNESCO, 1988), equivalentes a Xerochrept y Xerorthent (S.S.S., 1992).

Los *Cambisoles,* denominados *tierras pardas, suelos pardo-ácidos y suelos pardo-ácidos forestales* según la clasificación genética de THORP *et al.* (1938), se forman sobre todo tipo de rocas (silíceas y calcáreas), estando representados en las comarcas montañosas, así como en la depresión del Terciario (sobre areniscas y calizas). Los *Cambisoles calcáricos* son suelos débilmente ácidos, neutros hasta alcalinos con buena reserva de bases y elevado porcentaje de saturación. Los *Cambisoles húmicos* son Cambisoles no labrados, forestales o cubiertos de pastos, del reborde montañoso y penillanuras. En general, son ácidos y débilmente saturados (JUNTA DE CASTILLA Y LEON, 1987).

2, 3, 4: *Luvisoles háplicos y chrómicos (*FAO-UNESCO, 1988), equivalentes a *Palexeralf, Haploxeralf y Rhodoxeralf* (S.S.S., 1992).

Los *Luvisoles,* denominados *tierras pardas degradadas, suelos pardos no cálcicos, suelos rojos, terra rossa y terra fusca (*clasificación genética), tienen una fertilidad química y física media o alta, ya que la diferenciación del perfil permite acumular mejor las escasas precipitaciones recibidas (JUNTA DE CASTILLA Y LEON, 1987).

5: *Fluvisoles dístricos y gleicos* (FAO-UNESCO, 1988), equivalentes a *Xerofluvent (*S.S.S., 1992).

Los *Fluvisoles* se denominan *suelos aluviales, de vega o vegas* (clasificación genética). Se localizan a lo largo de los ríos entre el cauce actual y las primeras terrazas no sujetas a inundación. Representan los suelos más fértiles por lo que se cultivan más intensamente que los de otras unidades. Han sido los mejor tratados por los agricultores en cuanto a cultivo y abonado. Factores favorables: topografía plana, textura homogénea, pH>6, riqueza de materia orgánica y nutrientes, riego regular. Factores desfavorables: peligro de inundaciones, alta sensibilidad a las heladas primaverales por inversión térmica y regresión en favor de intereses industriales y urbanos. Los *fluvisoles dístricos* son pobres en bases y requieren fertilización. (JUNTA DE CASTILLA Y LEON, 1987).

6: Leptosoles dístricos y regosoles (FAO-UNESCO, 1988), equivalentes a Xerorthent y Xerochrept (S.S.S., 1992).

Los *Leptosoles,* presentan roca dura continua dentro de los 10 cm. de superficie (JUNTA DE CASTILLA Y LEON, 1987).

La *erosionabilidad* del sustrato es alta en la zona Norte del municipio, presenta erosión laminar en los escarpes de terraza, y en las vaguadas predomina la sedimentación con erosión esporádica y/o puntual (DEL VAL, 1995).

1.5. CLIMA

El clima es *Mediterráneo templado* con un período árido de tres meses (FERNANDEZ-ALAEZ *et al.*, 1984). La clasificación de PAPADAKIS (1966) *en* M.O.P.T. (1992) y M.A.P.A. (1977), se caracteriza por regímenes específicos de temperatura y humedad, por el tipo posible de cultivo y por las localidades y el tipo de paisaje en que aparece cada tipo climático. Es una clasificación agroecológica a nivel macroclimático. Según este autor, la zona de estudio se caracterizaría por un *invierno avena-fresco* y un *verano maíz* .

1.6. BIOGEOGRAFIA Y BIOCLIMATOLOGIA

Las grandes *unidades fitogeográficas* (*cf. glosario* en *ANEXO I*) que se diferencian en la zona de estudio son (RIVAS-MARTINEZ, 1987):

Reino HOLARTICO

Región MEDITERRANEA

Subregión MEDITERRANEO-OCCIDENTAL

Superprovincia MEDITERRANEO-IBEROATLANTICA

Provincia CARPETANO-IBERICO-LEONESA

Sector LEONES

Una gran parte de la provincia de León pertenece a la *región Mediterránea,* lo que conlleva la existencia de un verano con períodos de más de dos meses consecutivos de aridez (P<2T, donde P= precipitación (en mm.) y T= temperatura media anual (en °C)) y un régimen de precipitación torrencial, propio para el predominio de los bosques perennifolios, como los encinares. La *superprovincia Mediterráneo-iberoatlántica* comprende la mitad occidental de la Península Ibérica, siendo predominantes los sustratos de naturaleza silícea.

En la *provincia Carpetano-ibérico-leonesa* la vegetación climácica viene marcada por los bosques perennifolios de encinares, bosques caducifolios de robles melojos y olmedas en los fondos de valle. Finalmente, el *sector Leonés* ocupa la transición entre los dominios climácicos de los encinares y los melojares.

Desde el punto de vista geológico, los materiales predominantes son arcillas y areniscas del Terciario. El clima es netamente continental. La individualización de este territorio es difícil debido a la escasez de endemismos (DIAZ & PENAS,1984).

Para conocer los *pisos bioclimáticos (cf. glosario* en *ANEXO I)* en los que se ubica la zona de estudio, se utilizaron los datos de los dos observatorios más próximos: La Virgen del Camino y Villar del Mazarife, el primero localizado fuera de la zona de estudio y el segundo dentro (*Tabla I.1-1).*

Así, en función del *índice de termicidad* (It), se concluye que el término municipal de Chozas de Abajo se encuentra situado en el piso bioclimático termotipo *Supramediterráneo* caracterizado por las siguientes temperaturas e It (RIVAS -MARTINEZ, 1988; PENAS, 1995): T 8 a 13^0 C, m -4 a -1^0 C, M 3 a 9^0 C, It 70 a 210; y en el horizonte *Supramediterraneo inferior* (It 164 a 209) (PENAS, 1995).

	La Virgen del Camino	**Villar del Mazarife**
T	10.6	11.4
m	-0.1	-0.1
M	6.9	7.9
It	173	191
P	565	420

Tabla I.1-1: Datos térmicos y pluviométricos de los observatorios situados en la Virgen del Camino (36 años) y Villar del Mazarife (11 años). Donde T= temperatura media anual, m= Media de las temperaturas mínimas del mes más frío, M= Media de las máximas del mes más frío, It= Indice de termicidad, P= precipitación (extraído de PENAS, 1995).

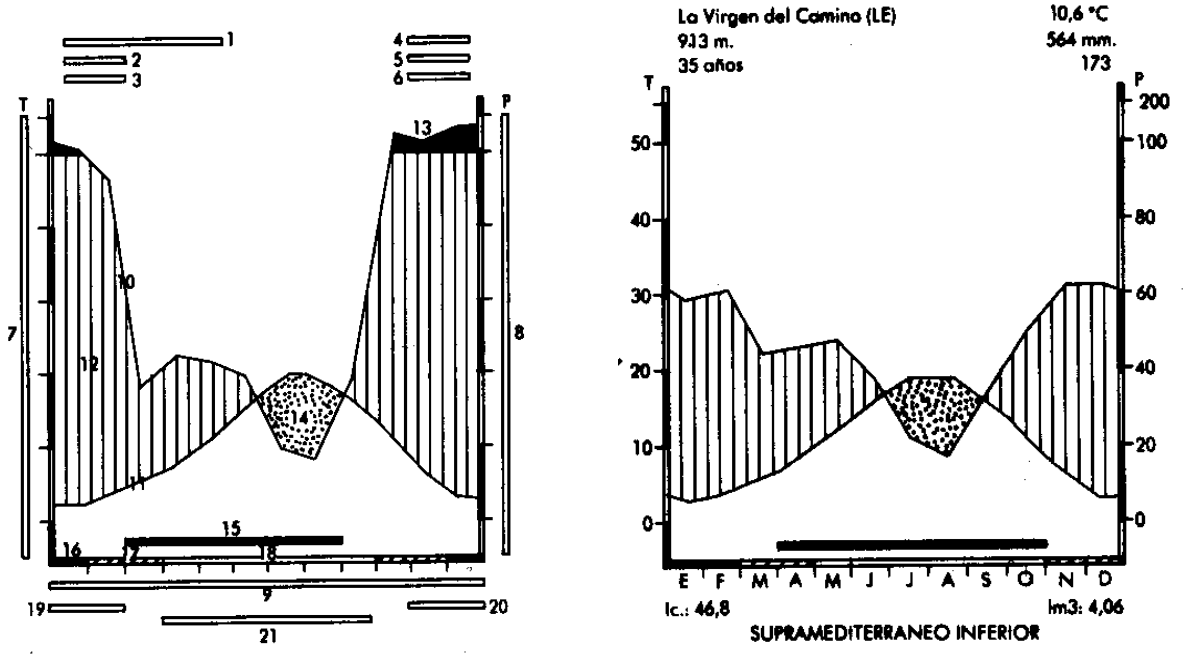
En la zona de estudio, que está dentro de la región Mediterránea, el ombroclima es de *seco inferior* a *seco superior* (RIVAS-MARTINEZ, 1988; PENAS, 1995).

La Virgen del Camino	**Villar del Mazarife**
Seco superior	Seco inferior
565 (516 a 600)	420 (350 a 435)

Tabla I.1-2: Ombroclima de los dos observatorios considerados en el estudio.

En la *fig. I.1-5* se representan los *diagramas bioclimáticos (*MONTERO DE BURGOS & GONZALEZ REBOLLAR *en* RIVAS-MARTINEZ (1988)) *u ombrotérmicos* (PENAS, 1995), en los que se representan las características macroclimáticas de la estación meteorológica de La Virgen del Camino. Sobre el eje horizontal del diagrama se sitúan los meses del año, de forma que el verano ocupa la parte central (en el hemisferio boreal) y en ordenadas las escalas térmicas y pluviométricas.

El trazado del curso anual de la temperatura y la precipitación permite utilizar fácilmente las estaciones húmedas y los períodos secos, en los que la línea de precipitaciones queda por debajo de la de temperatura.



LEYENDA

1. Estación meteorológica
2. Altitud sobre el nivel del mar
3. Años de observación
4. T= Temperatura media anual en °C
5. P= Precipitación media anual en mm
6. It= Indice de termicidad
7. Escala de temperaturas en °C
8. Escala de precipitación en mm.
9. Meses
10. Curva de precipitación media mensual
11. Curva de Temeratua media mensual
12. Período húmedo (Pm<100mm)
13. Período húmedo (Pm>100mm)
14. Período de sequía o árido
15. PAV : Período de actividad vegetal
16. Período de heladas seguras
17. Período de heladas probables
18. Período libre de heladas
19. Indice de continentalidad
20. Indice de mediterraneidad estival
21. Horizonte bioclimático

Fig. I.1-5: Diagrama ombrotérmico de la estación meteorológica de La Virgen del Camino (datos extraídos de PENAS, 1995)

1.7. SERIES DE VEGETACION

En la zona de estudio, y a partir de los mapas de series de vegetación (*cf. glosario* en *ANEXO I)* de RIVAS-MARTINEZ (1988) y PENAS (1995), se hallan las siguientes *series de vegetación climatófilas:*

A- Serie supramediterránea ibérico-soriana, ayllonense y leonesa, húmeda y subhúmeda, silicícola del roble melojo o *Quercus pyrenaica (***Festuco heterophyllae-Querceto pyrenaicae S***)*. Los melojares están muy extendidos por todo el piso de vegetación Supramediterráneo, en particular sobre los suelos silíceos pobres en bases y en áreas de ombroclima subhúmedo y húmedo. Tienen su óptimo, dentro de la región Mediterránea, en el cuadrante noroccidental peninsular, en la provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa. La etapa madura o clímax de esta serie corresponde a un bosque incluible en la asociación *Festuco heterophyllae-*

Quercetum pyrenaicae. Las etapas de sustitución son, en primer lugar, piornales (*Genistion floridae*) donde predomina *Genista florida* subsp. *polygaliphylla, Adenocarpus complicatus y Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata* conformando comunidades de *Cytiso scopari-Genistetum polygaliphyllae lavanduletosum pedunculatae.* Las etapas regresivas, a parte de los piornales, pertenecen a brezales del *Ericenion aragonensis* (*Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis cistetosum laurifolii),* que son la respuesta más amplia al proceso regresivo de estos bosques, y en estaciones con menos hidromorfía, a brezales del *Genistion micrantho-anglicae,* que corresponden a las asociaciones *Genisto anglicae-Ericetum vagantis* o bien *Genisto anglicae-Ericetum tetralicis*. Los pastizales pertenecen al *Festuco amplae-Cynosuretum cristati* y los herbazales de orla al *Trifolio-Lathyretum nigri*.

Vocación ganadera y forestal, aunque la agricultura cerealista puede ser una alternativa aceptable en los suelos más profundos.

B- Serie supra-mesomediterránea guadarrámica ibérico-soriana, celtibérico-alcarreña y leonesa, seca a subhúmeda, silicícola de la encina o *Quercus rotundifolia (***Junipero oxycedri-Querceto rotundifoliae S***)*

Los encinares ocupan una gran extensión de la vegetación mediterránea en la Península Ibérica, ya que se dan sobre todo tipo de sustratos. Los carrascales supramediterráneos tienen preferencia por los territorios de clima continental, en los que ha desplazado a los bosques esteparios periglaciares de sabina albar y enebro, hoy reliquias en la Península Ibérica. En los territorios más lluviosos han sido sustituidos por robledales (quejigares y melojares).

La clímax de esta serie corresponde a un encinar del *Junipero oxycedri-Quercetum rotundifoliae* que se asienta sobre sustratos silíceos con ombroclima seco a subhúmedo, aunque debido a la horizontalidad e impermeabilidad del terreno por la presencia de arcillas, aparece una cierta hidromorfía temporal. En estos bosques de encinas se pueden hallar en ciertos casos, enebros (*Juniperus oxycedrus*), quejigos (*Quercus faginea*) o robles melojos (*Quercus pyrenaica*). Hay presencia de un buen número de arbustos caducifolios como *Crataegus monogyna, Rhamnus saxatilis* subsp. *infectoria* o *Rosa micrantha,* lo que hace que estos encinares leoneses secos y silicícolas se incluyan en la subasociación *Rhamnetosum infectoriae* bien representados en las comarcas leonesas del Páramo y Los Oteros.

Como primera etapa regresiva aparece un prebosque formado por encinas y enebros en forma de arbustos y diferentes especies del género *Rosa*. Las etapas seriales que representan los estadíos regresivos son los piornales del *Cytiso scopariae-Genistetum polygaliphyllae lavanduletosum pedunculatae,* y los jarales de la asociación *Halimio umbellati-Cistetum laurifolii.*

Como series *edafohigrófilas,* se encuentran:

A- Geoserie supramediterránea carpetana occidental, leonesa y castellano-duriense de olmedas de *Ulmus minor* (**Aro maculati-Ulmeto minoris S),** saucedas de *Salix neotricha* y *Populus nigra* (**Populo nigrae-Saliceto neotrichae S)** y saucedas arbustivas de *Salix elaeagnos* subsp. *angustifolia* (**Saliceto angustifolio-salvifoliae S**).

* **Aro maculati-Ulmeto minoris S:** La clímax o cabecera se incluye en la asociación *Aro maculati-Ulmetum minoris,* donde destaca la presencia de *Ulmus minor, Populus nigra, Populus alba, Fraxinus angustifolia y Arum maculatum.* Estos bosques están asentados sobre suelos de tipo vega parda fácilmente transformables en cultivos. Como primera etapa de sustitución aparecen orlas espinosas o sebes que se incluyen en el sector Leonés en la asociación *Rubo-rosetum corymbiferae*. Por destrucción de las olmedas aparecen comunidades graminoides aprovechadas como prados de siega.

* **Populo nigrae-Saliceto neotrichae S**: La cabecera de la serie corresponde a una chopera sauceda incluible en el *Populo nigrae-Salicetum neotrichae*. Esta serie se encuentra en los lechos mayores de los grandes ríos. La etapas de sustitución son prácticamente idénticas a las de las olmedas del *Aro maculati-Ulmeto minoris* S, que forman en conjunto una geoserie higrófila característica.

*** Saliceto angustifolio-salvifoliae S:** La cabecera corresponde a una sauceda de tipo arbustivo, la asociación es *Salicetum angustifolio-salvifoliae*, que ocupa suelos areno-arcillosos o bien guijarrosos, ambos con cierta nitrofilia. Se encuentra ocupando el lecho menor de los ríos con marcado estiaje y sustratos ricos en bases. En el seno de esta serie nos encontramos además con espadañales *(Scirpo lacustris-Phragmitetum australis*) y cañaverales del *Phalaridetum arundinaceae,* en el sector Leonés.

B- Geoserie supramediterránea leonesa de olmedas de *Ulmus minor* (**Aro maculati-Ulmeto minoris S**), saucedas de *Salix neotricha* y *Populus nigra* (**Populo nigrae-Saliceto neotrichae S**) y saucedas arbustivas de *Salix salvifolia* (**Saliceto lambertiano-salvifoliae S**).

* **Saliceto lambertiano-salvifoliae S:** La etapa madura está formada por saucedas de porte arbustivo del *Salicetum lambertiano-salvifoliae,* que encuentra su óptimo en los márgenes de los ríos con acusado estiaje y sustratos pobres en bases. Como etapa degradada aparecen cañaverales.

1.8. CARACTERISTICAS SOCIO-ECONOMICAS

El municipio de Chozas de Abajo es una de las zonas más pobladas de la provincia de León, pese al importante descenso observado en la densidad de población durante la segunda mitad de siglo, pasando de 35.8 habitantes /Km.^{2} en 1950, a 28 habitantes /Km.^{2} en 1970, y a 22 habitantes /Km.^{2} en 1996.

La mayor parte de sus habitantes son dependientes de la actividad agraria, siendo la propiedad el régimen de tenencia de la tierra más importante. El tamaño medio de las explotaciones es 4-6 Ha., siendo la mayoría de las parcelas menores de 0.5 Ha. (M.A.P.A., 1977).

	POBLACION DE DERECHO
1950	3582
1960	3469
1970	2803
1981	2285
1991	2258
1996	2203

Tabla I.1-3: Declive de la población de derecho en el municipio de Chozas de Abajo, durante la segunda mitad del siglo XX (datos extraídos de los anuarios del I.N.S.).

1.9. USOS AGROGANADEROS Y REFORMA DE LA PAC

Chozas de Abajo es un municipio de uso históricamente agrícola que forma parte de la comarca agraria de El Páramo, una de las 10 en que se subdivide la provincia de León (M.A.P.A., 1980). Se encuentran principalmente los siguientes tipos de cultivos (M.A.P.A., 1977):

- Cultivos de secano herbáceos: cereal (trigo, cebada, avena y centeno), según el sistema de rotación de «año y vez».
- Cultivos de secano leñosos: viñas, consideradas un cultivo en regresión en la zona.
- Regadío: remolacha, patata, trigo, cebada, avena, maíz, garbanzo, huerta, alubia, alfalfa y pradera, mediante riego por canales y pozos.

El ganado dominante es el ovino, seguido del bovino y del caprino.

Desde los años 80 ha comenzado un progresivo fenómeno de abandono de tierras que ha afectado al secano y especialmente a los viñedos, en favor del regadío. En los años 90, la aplicación de la reforma de la P.A.C., ha acentuado este problema, hasta la estabilización de las campañas, momento en que se puede apreciar un incremento en el uso agrícola, incentivado por la cuantía de las ayudas a los cultivos herbáceos.

2. CARTOGRAFIA BASE, TIPOLOGIA Y ELEMENTOS DEL PAISAJE

2.1. CARTOGRAFIA BASE

Se realizaron tres **mapas paisajísticos** del municipio de Chozas de Abajo, a escala 1:25.000 para los años 1956, 1983 y 1995 (estas escalas espacial y temporal se definieron en

función de los objetivos planteados, por cuestiones prácticas, y por disponibilidad de material).

* El mapa del año **1956 (***cf. fig. I.1-6.a)* se elaboró por fotointerpretación (a partir de la fotografía aérea pancromática a escala 1:33.000 de ese mismo año, vuelo del Servicio Geográfico del Ejército) y reposición cartográfica (sobre la base topográfica correspondiente a las hojas n° 161 y n° 194 del S.G.E)[*]. Dado que la escala de las hojas disponibles era 1:50.000, se realizó una ampliación fotográfica a escala 1:25.000.

* El mapa de **1983 (***cf. fig. I.1-6.b)* se dibujó por el mismo procedimiento, utilizando fotografía aérea de infrarrojos en blanco y negro (la única fotografía disponible este año), a escala 1:20.000 (vuelo de la Junta de Castilla y León).

* El mapa de **1995 (***cf. fig. I.1-6.c.)* se realizó sobre el terreno, tomando como base el anterior.

Existe una cierta subjetividad inherente al observador y a sus referencias personales a la hora de definir las unidades paisajísticas, de la que depende todo el posterior análisis e interpretación de los resultados. Por eso, es necesario precisar bien cada elemento, de acuerdo con los objetivos del trabajo (O'NEILL *et al.,* 1996). El uso de secuencias históricas de fotografías aéreas es muy interesante porque puede ayudar a refinar nuestro conocimiento de las causas de cambio del paisaje (BAKER, 1989): permite reconocer rápidamente y en detalle una gran extensión terrritorial (especialmente la fotografía pancromática, que tiene una sensibilidad superior al ojo humano, por lo que posibilita la apreciación de detalles que a simple vista pasarían inadvertidos), aportando una perspectiva tridimensional acorde con el sistema visual del hombre (M.O.P.T., 1992). Por este motivo, su utilización simplifica la detección de sectores homogéneos respecto a las unidades de ocupación del suelo. El principal problema que presenta es que puede conllevar dificultades de identificación y cierta confusión, a la hora de diferenciar entre unidades como campos cultivados y praderas, o al discernir entre masas boscosas de diferente composición específica (en este caso resulta más adecuada la fotografía de infrarrojos que la pancromática). Este inconveniente es solucionable con las visitas en el terreno. Otras limitaciones son, que el seguimiento del paisaje está limitado a las fechas en que las fotografías aéreas fueron tomadas, y la laboriosidad de su interpretación (DUNN *et al.,* 1991). Para la fotointerpretación se utilizaron estereoscopios de lentes y de espejos, estos últimos proporcionan un campo de visión más amplio que los primeros.

Una alternativa adecuada a la utilización de la fotografía aérea es la imagen de satélite, pero en general, presenta el problema de su resolución espacial, que suele ser demasiado

* Las hojas son las siguientes :
LEON : 13-9 (161). Formada en 1972, 5° ed., publicada en1990.
SANTA MARIA DEL PARAMO : 13-10 (194). Formada en 1985, 1° ed., publicada en 1986.

grande para las aplicaciones ecológicas (DUNN *et al.*, 1991). Actualmente, existen imágenes con una resolución de 6x6 m^2 (SPOT), pero éstas son muy caras.

Las dimensiones de los pueblos y las lagunas se consideraron invariables a lo largo del período de estudio, dado que los posibles cambios serían prácticamente insensibles.

Los mapas fueron tratados con sistemas de información geográficos (S.I.G.), que almacenan los datos espaciales en términos de entidades geográficas, y cuya distribución espacial puede ser representada, en forma «raster» (red de células o pixeles) o «vector» (puntos, líneas y áreas) (BURROUGH, 1984). Un S.I.G. puede ser utilizado para integrar datos cartográficos espaciales y temporales por adición, selección y combinación (ZONNEVELD, 1989).

Para la **digitalización** (elaboración del «mapa vector») se utilizaron los programas ATLAS DRAW v. 2.03 y ATLAS GIS v. 2.1.,así como un tablero digitalizador OCE GRAPHICS m. G6835. Para el soporte tablero, se utilizaron como puntos de control («tics») los vértices geodésicos (Red Geodésica de España) comprendidos en el rectángulo tomado como zona de estudio.*

El proceso de **rasterización** (elaboración del «mapa raster») se llevo a cabo con el programa IDRISI 2.002 (EASTMAN, 1997), y consiste en superponer sobre el «mapa vector» una red (función POLYRAS) cuyo tamaño de malla debe estar en función del tamaño del elemento más pequeño definido. Es una forma de estructuración y almacenamiento de la información en forma de una serie de superficies elementales geométricas o pixeles («picture elements») dispuestos según una red de malla regular (DENEGRE & SALGE (1996) *en* FERRUS (1997)). En este caso, la red se compuso de 400 columnas y 330 líneas, obteniéndose un total de 82.019 pixeles distintos de cero, con un tamaño de 0.1089 Ha./pixel (esta medida se obtuvo en un espacio de dos dimensiones, sin tener en cuenta el relieve, por lo que el valor obtenido es menor que la realidad).

Los errores que puedan cometerse al rasterizar un paisaje pueden ser sustanciales, particularmente, si los pixeles son mayores que los elementos del paisaje (BAKER, 1989).

2.2. DEFINICION DE TRES ESCALAS TIPOLOGICAS DE ANALISIS

CONSTANZA & MAXWELL (1994), diferencian tres tipos de resolución: temporal, espacial, y número de componentes. Para el análisis del paisaje se diseñó una aproximación pluriescalar: a diferente *escala tipológica en la definición de las unidades paisajísticas,* a diferentes *resoluciones espaciales,* y para distintos períodos de *tiempo.*

A partir de los mapas «raster» de la *fig. I.1-6*, se elaboraron otros más generales, a una escala tipológica menos detallada (*cf. tabla I.1-4.),* utilizando el comando RECLASS de IDRISI.

* El trabajo de digitalización se realizó en el Dpto de Cartografía de la Universidad de León

Las escalas tipológicas fueron las siguientes:

TIPOLOGIA A	TIPOLOGIA B	TIPOLOGIA C
1. Zonas urbanas y construcciones.		Pueblos
2. Lagunas (incluye orla de vegetación acuática asociada).		Lagunas
3. Mosaico de cultivos de secano de laboreo tradicional (tamaño medio parcela uso 0.2 Ha., hasta 0.6 Ha. Forma : tiras alargadas). Tipo de cultivos dominantes : viña, trigo, centeno, cebada, y avena.		Cultivos
4. Mosaico de cultivos de secano (cereal), con pequeños bosquetes de *Quercus* spp. (tamaño medio parcela uso 0.4 Ha., hasta 1 Ha. Forma : rectangulares-cuadradas)		
5. Mosaico de cultivos de secano de uso intensivo (tamaño medio parcela uso 2.5 Ha., hasta 4 Ha. Forma : rectangulares). Tipo de cultivos : trigo, centeno, cebada y avena.		
6. Mosaico de cultivos de regadío, sistema de riego por pozos (tamaño medio parcela uso 0.5 Ha., hasta 1 Ha. Forma : cuadradas). Tipo de cultivos : trigo, cebada, avena, patata, remolacha, garbanzo, trébol, nabo, maíz, huerta, pastizal, árboles frutales.		
7. Mosaico de cultivos de regadío, riego por canales (talla media parcela uso 4 Ha., hasta 8 Ha. Forma : rectangulares). Tipo de cultivos : trigo, cebada, avena, girasol, remolacha, garbanzo, maíz, veza, chopos.		
8. Mosaico de cultivos de secano (tamaño parcela 0.2 Ha.), con pastizales-tomillares (tierras abandonadas).	Cultivos + abandono	Abandono
9. Mosaico de cultivos de secano (tamaño parcela 0.4 Ha.), con bosquetes, y con pastizales-tomillares (tierras abandonadas).		
10. Mosaico de cultivos de regadío (tamaño parcela 0.5 Ha.), sistema de riego por pozos, con tierras abandonadas.		
11. Mosaico de cultivos de secano (tamaño parcela 2.5 Ha.) de uso intensivo, con pastizales-tomillares (tierras abandonadas).		
12. Tomillares (tierras abandonadas).	Tomillares	
13. Prados de siega y huertas, delimitados por setos de *Populus* sp.: « bocage »		Pastizales
14. Pastizales de fondo de valle.		
15. Pastizales con grupos de *Quercus* sp. dispersos.		
16. Matorral más arbolado de *Quercus pyrenaica* y *Q. faginea*.		Masas forestales
17. Pastizal más arbolado de *Quercus rotundifolia, Q. faginea* y *Q. pyrenaica*		
18. Cultivo de pinos (*Pinus* sp.).		

Tabla I.1-4. *:* Unidades de paisaje diferenciadas en función de la vegetación y del tipo de aprovechamiento, en los mapas paisajísticos para los años 1956, 1983 y 1995. Según la escala de detalle en la elección de estas unidades, se establecieron 3 tipologías : A, B y C. Los tamaños medios de las parcelas de uso son una aproximación.

- Una fina, **tipología A**, donde se reconocieron hasta 18 unidades de paisaje diferentes (*cf. fig. I.1-6),* y a partir de ésta, otras dos más generales:

- **Tipología B,** en la que se identificaron siete unidades de paisaje (*cf. fig. I.1-7).*

- **Tipología C**, la más grosera, donde se definieron solamente seis unidades (*cf. fig. I.1-8).*

Estas tipologías fueron la base para los análisis realizados en este capítulo, y tienen por objeto conocer, cuál de ellas es la más pertinente para la comprensión del impacto causado en el paisaje por el abandono de tierras de cultivo.

2.3. DESCRIPCION DE LOS ELEMENTOS DEL PAISAJE

La heterogeneidad de los paisajes percibida a primera vista se debe a la diversidad de las estructuras horizontales y verticales que se suceden, es una heterogeneidad visual (BAUDRY, 1985).

Siguiendo a FORMAN (1981); BAUDRY (1985) y FORMAN & GODRON (1986), a partir de los mapas correspondientes a 1956, 1983 y 1995, y a las tres escalas de detalle en la tipología definidas arriba, se describieron los tipos de elementos del paisaje: *matriz (*«matrix»), *mancha* («patch») y *corredor* («corridor»).

2.3.1. TIPOLOGÍA A

1956

Se trata de un paisaje agrícola típicamente mediterráneo por su heterogeneidad (LEPART & DEBUSSCHE, 1992), formado por una matriz cultivada que contiene manchas y corredores remanentes. Está constituido por un patrón de corte geológico y una elevada influencia humana.

Se diferenciaron 10 **unidades de paisaje** (*cf. fig. I.1-6.a*). En función de los objetivos del estudio, se pueden considerar los cultivos como una sola unidad de paisaje y cada parcela dentro como una «tesela» (*cf. Glosario* en *ANEXO I)* homogénea (FORMAN & GODRON, 1986).

Sólo las lagunas, los pastizales y las masas forestales son unidades paisajísticas de **origen** natural (aunque manejadas por el hombre con fines productivos), siendo las otras artificiales.

Las **perturbaciones** que afectan a este paisaje son de tipo antrópico, y la actividad agrícola es el agente disturbante del paisaje.

En este caso, la **matriz** se puede determinar fácilmente, por tener un área claramente mayor que las otras unidades de paisaje y una mayor conectividad. Está constituida por el mosaico de pequeñas parcelas (0.2 Ha.) de cultivos de secano. En ella se encuentran insertas las distintas manchas y corredores, que siguen una distribución espacial ligada a la *red hidrográfica*, originando un patrón típicamente paralelo (FORMAN & GODRON, 1986).

Según su origen, diferenciamos los siguientes tipos de **manchas**:

- *Manchas introducidas* , son de dos tipos, pueblos y manchas plantadas (cultivos):

  - Las 8 *zonas urbanas,* constituida cada una de ellas por varias manchas, una más grande, dominante, que sería el núcleo urbano, y otras más pequeñas, correspondientes a construcciones aisladas (cementerios, bodegas, etc). Las especies naturales son reemplazadas por la presencia humana y de otras especies introducidas por él (animales domésticos, jardines) (FORMAN & GODRON, 1986).

  - Los *cultivos de secano con pequeños bosquetes residuales,* aparecen ligados a las masas forestales por provenir de ellas, al ganar terreno el hombre al bosque.

  - Los *cultivos de regadío,* son dos grandes manchas, con una elevada conectividad interna, y además otras más pequeñas aisladas.

- *Manchas ambientales o de recursos,* son las *lagunas,* que constituyen manchas de pequeño tamaño y de formas redondeadas.

- *Manchas residuales,* son las *masas forestales* no conectadas al corredor constituido por la mayoría de la superficie arbolada.

En cuanto a los **corredores**, son:

- Los *fondos de valle* (pastizales y «bocage»).

- Las *masas forestales de Quercus pyrenaica, Q. faginea* y *Q. rotundifolia,* constituyen un gran corredor, tipo franja, con sus bordes y su ambiente interno.

Los **límites** entre las unidades paisajísticas no son bruscos, debido a la suavidad del relieve, originando un **contraste** en el paisaje de tipo medio.

Los **bordes** son curvilíneos, aunque si hacemos un análisis más fino, en el interior de las manchas de tipo agrícola, vemos un claro predominio de las líneas rectas (*geometrización*) (*cf.* FORMAN & GODRON, 1986) como corresponde a un paisaje humanizado. Dado que normalmente los bordes de las manchas y corredores son cóncavos y por lo tanto los de la matriz son convexos, se puede concluir que la matriz está en expansión («spreading element») y las manchas en regresión («relict element») (FORMAN & GODRON, 1986).

Respecto a la **forma y tamaño** de las manchas, predominan las formas alargadas, y el tamaño es bastante variable, entre las más pequeñas (lagunas y construcciones aisladas) y las mayores (cultivos de regadío). El **tamaño de grano,** como corresponde a los patrones paralelos, es medio (cada elemento ocupa una superficie de varias Ha.).

1983

Además de las 10 unidades paisajísticas que se definieron para 1956, se identificaron otras dos (*cf. fig.I.1-6.b)* , resultado de una intensificación local de la perturbación agrícola. La mayor diversidad de UP*, incrementó la macroheterogeneidad del paisaje, a la vez que disminuyó su microheterogeneidad, al aumentar el tamaño medio de las parcelas. Este paisaje es una combinación de agricultura tradicional y moderna, en el que normalmente las manchas más homogéneas se sitúan en los mejores suelos (FORMAN & GODRON, 1986).

La matriz no está claramente definida, parece que continúa siendo la misma, pero visualmente es difícil afirmar que elemento tiene mayor conectividad.

Si analizamos los tipos de manchas:

Las *manchas de recursos* (*lagunas*) se mantienen invariables. En cuanto a las *introducidas*, algunas son sustituidas (*parcelas de uso tradicional*, que por intensificación del uso, pasan a constituir nuevas unidades paisajísticas), otras se mantienen prácticamente iguales (*núcleos urbanos*, y algunas de las formadas por pequeñas parcelas de *regadío*), y otras aumentan su número y superficie, *los cultivos con bosquetes*, en detrimento de las masas forestales.

Respecto a los corredores, los *pastizales* de *fondo de valle* no varían, el *bosque* se fragmenta, al cambiar el tipo de aprovechamiento del suelo, generando *manchas residuales* y disminuyendo la superficie y la conectividad del corredor.

En este caso, al producirse una disturbancia en el paisaje, o una alteración en su velocidad de aplicación, se obtiene como resultado un mayor número de manchas, como consecuencia, el tamaño de grano disminuye y la heterogeneidad aumenta.

* UP= Unidad paisajística

Las nuevas manchas de cultivos de secano intensivos, presentan en general bordes convexos, por lo que estarían en expansión con respecto a la matriz. Las formas de las manchas son bastante variadas, así como su tamaño.

1995

Se modifica nuevamente el ritmo de la perturbación agrícola, pero mientras que en el período anterior aumentaba, en este caso disminuye. El fenómeno dominante es el **abandono de tierras de cultivo (***cf. fig. I.1-6.c).* Este, actúa especialmente sobre las tierras de secano, menos productivas que las de regadío, y a dos niveles: sobre las pequeñas parcelas de viñedo y cereal, produciéndose el grado más intenso de abandono (tomillares de varias Ha.), y sobre las tierras concentradas (2.5 Ha.), dando como resultado un mosaico de parcelas en uso con parcelas retiradas de la producción. Aumenta aún más la fragmentación del paisaje (de 10 UP en 1956, a 12 en 1983, y a 18 en 1995), mientras que con la heterogeneidad intramancha, ocurre lo contrario.

Aparentemente la **matriz** deja de ser agrícola, siendo las tierras abandonadas (en las que se inicia el proceso de sucesión ecológica), las que pasan a ocupar el papel preponderante, pero como en el caso anterior, es necesario comprobar que unidad tiene una mayor conec tividad.

En cuanto a las **manchas**, las *de recursos*, no varían. Aparecen *manchas de regeneración*, como resultado de la presencia de las nuevas unidades relacionadas con la revegetación de las tierras abandonadas. Como *manchas introducidas*, los pueblos no varían, y aparecen además manchas plantadas, las plantaciones de pinos. En cuanto a los *cultivos de regadío* (que se mantienen prácticamente iguales, por ser los más productivos) y los *cultivos de secano* (que han disminuido su número y su peso específico, quedando relegados a las orlas de los pueblos y a las tierras de mejor calidad), su clasificación en un tipo concreto de mancha es ambigua, ya pueden ser consideradas como manchas introducidas (por ser cultivos), o también como residuales (por ser los restos de la antigua matriz). Las *masas forestales* no conectadas al corredor constituido por la mayoría de la superficie arbolada, son consideradas *manchas residuales.*

Los **corredores** continúan siendo idénticos: los *fondos de valle* (pastizales y «bocage») y parte de las *masas forestales*, que constituyen un pequeño corredor.

La matriz en general presenta **bordes** convexos (expansión), y las manchas de los dos tipos (algunas están en expansión y otras en regresión).

Las manchas presentan **formas** y **tamaños** variables (desde la gran mancha de tierras de regadío intensivas, hasta las pequeñas lagunas). En cuanto a los bordes, se observan más líneas rectas.

2.3.2. TIPOLOGÍA B

1956

El agente modelador del paisaje es la **actividad agrícola**. Es un patrón espacial bastante sencillo, homogéneo y con muy pocas manchas, de **formas** predominantemente redondeadas (lagunas) e irregulares (pueblos) (*cf. fig. I.1-7.a)***.**

A esta escala tipológica de análisis, para el año 1956, se diferenciaron cinco **unidades**.

La **matriz** es claramente *agrícola*, y las manchas y corredores se distribuyen sobre ella evidenciando aún más el *patrón hidrológico de tipo paralelo*, al que se hacía referencia en *§ 2.3.1*.

Los **corredores**, son los *pastizales (*que conectan los pueblos) y las *masas forestales*.

Las **manchas**, según su origen se pueden clasificar en:

- *Manchas introducidas*,las aldeas.
- *Manchas ambientales*, las lagunas.
- *Manchas residuales*, fragmentos forestales.

1983

El patrón es básicamente igual al del año 1956, así como el agente causante. Se diferenciaron las mismas unidades paisajísticas. La **matriz** agrícola está en expansión y se vuelve aún más dominante. Contiene *manchas de recursos* (lagunas) e *introducidas* (pueblos), que no varían. Las masas arbóreas constituyen un pequeño **corredor**, que disminuye su superficie respecto al año anterior, y algunas *manchas residuales* (*cf. fig. I.1-7.b)***.**

1995

El fenómeno dominante es el **abandono de tierras**. El número de unidades de paisaje cartografiadas aumentó de cinco (en 1956 y 1983) a siete, siendo estas dos nuevas UP el abandono de tierras en primer grado (tomillares) y el abandono de tierras en segundo grado (mosaico de parcelas cultivadas y abandonadas) (*cf. fig. I.1-7.c)*. El paisaje se caracteriza por un menor tamaño de grano, y por la dificultad para discernir cuál es la **matriz** entre alguna de las dos nuevas unidades descritas.

Los cultivos pueden ser considerarlos como *manchas residuales* o como *introducidas* (*cf. § 2.3.1).* Las masas forestales aumentan un poco, mientras que los pastizales continúan igual. En general, el paisaje está más fragmentado y heterogéneo.

2.3.3. TIPOLOGÍA C

1995

Los patrones en **1956** y **1983** son los mismos que para la tipología B (ver *fig. I.1-7 y 8*). Se diferenciaron seis unidades, las mismas que para los dos años anteriores, y otra nueva (tierras de cultivo abandonadas). El agente disturbador es el **cese local de la actividad agrícola**. La **matriz** está formada claramente por las tierras retiradas de la producción. Se distinguen especialmente dos **manchas** de cultivos por su gran extensión, y luego otras manchas más pequeñas (cultivos, pueblos, lagunas). Los **corredores** son los pastizales y la franja boscosa. Las masas forestales aumentan ligeramente (*fig. I.1-8.c)***.**

La descripción cualitativa de un patrón paisajístico es un método subjetivo y ambiguo, útil para obtaner una idea general de su estructura y dinámica, previa a la realización de análisis cuantitativos. A veces, cuando los patrones son muy heterogéneos y es difícil identificar cuál es la matriz, es necesario recurrir al cálculo de la conectividad. La tipología A, la más detallada, aporta más información que las otras, pero también entraña más dificultad en la identificación de los tipos de elementos.

3. ANALISIS DE LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE

«La estructura es una característica del paisaje que se basa en la relación espacial entre los distintos elementos presentes, más específicamente, la distribución de energía, materia y especies, en relación con el tamaño, forma, número, tipo y configuración de los ecosistemas .... Es una auténtica síntesis en la que los elementos se convierten en nuevas formas al combinarse, creando un paisaje de características únicas» (FORMAN & GODRON, 1986).

Tras abordar el análisis de la dinámica estructural del paisaje desde un punto de vista meramente cualitativo, describiendo los elementos de los que se compone *(cf. § 2.3)*, se plantearon dos *metodologías* cuantitativas propias de la Ecología del Paisaje, a las tres escalas tipológicas descritas en *§ 2.2*. La primera, consistió en la explicación de los parámetros reveladores de las relaciones de los elementos entre sí (estructura global); y la segunda, trató de profundizar en la estructura interna del paisaje a diferentes escalas espaciales, de detectar los niveles de organización, y las eventuales dependencias de escala.

3.1. ESTUDIO CUANTITATIVO DE LA ESTRUCTURA GLOBAL

En este apartado, se analizaron una serie de parámetros basados en la teoría de la información de SHANNON & WEAVER (1949) (diversidad, uniformidad, heterogeneidad, redundancia), y además la conectividad. Estas medidas permiten una mejor descripción de la organización de los sistemas, y de las interacciones entre los elementos que constituyen un

paisaje (BAUDRY, 1985). Los índices han de ser considerados en combinación para aportar información útil (HULSHOFF, 1995).

3.1.1. MATERIAL Y MÉTODOS

Tomando como base los mapas «rasterizados» en IDRISI, y utilizando el programa CHLOE (BAUDRY *et al*., 1997), se crearon unos ficheros que contenían el n° pixeles/ unidad paisajística, y el número de pares de pixeles consecutivos pertenecientes a las distintas unidades paisajísticas combinadas dos a dos (i,j), siendo E {A,B,....,i,j,.....T} el conjunto de unidades de paisaje. A partir de ellos, se calcularon para los mapas de cada año, a todas las escalas tipológicas:

- **Las superficies de cada tipo de uso**.
- **La Riqueza:** número de unidades de paisaje presentes en el patrón espacial.
- **La Diversidad**: $H'=-\Sigma\ p_i \log_2 p_i$ siendo E{A,B,.....,i.....,T} el conjunto de unidades de paisaje (SHANNON & WEAVER, 1949). Se comparó este valor con la *diversidad máxima* ($H'_{máx}= \log_2 T$), obteniendo la ***Uniformidad o equitabilidad*** *(*$J= H'/H'_{max}$).
- **La Heterogeneidad**: $Het= -\Sigma\ p_{(i,j)} \log_2 p_{(i,j)}$ donde E{A,B,.....,i,j,.....,T} es el conjunto de UP. Se comparó este valor con la *heterogeneidad máxima* ($Het_{máx}=\log_2 T^2$), obteniendo un valor de ***Redundancia*** *(*$R=1-Het/Het_{max}$) (BAUDRY & BAUDRY-BUREL, 1982; BAUDRY, 1985, *com. pers*.).
- Se empleó el *logaritmo en base 2*, pese a que estos autores normalmente utilizan el *logaritmo natural (en base e)*, para facilitar las posteriores comparaciones en "bits" entre los distintos índices calculados en este trabajo basados en la teoría de la Información.
- **La Conectividad**: $C\{ i \}= p_{(i,i)}$ siendo E{A,B,.....,i.....,T} el conjunto de unidades de paisaje (BAUDRY, 1985).

3.1.2. SUPERFICIE DE CADA TIPO DE USO

Se calcularon en primer lugar, las **superficies ocupadas por cada tipo de unidad paisajística** definida para los tres años de estudio y para las tres tipologías A, B y C. Los resultados obtenidos se reflejan en las *figuras I.1-9-10*, y se comentan a continuación:

Tipología A: **1956**: Se observa una UP fuertemente dominante, los cultivos de secano tradicionales (54.7%), seguidos de los cultivos regados por pozos (19.9%), los pastizales de

fondo de valle (8.1%), y el arbolado de Quercus pyrenaica+Q.faginea +Q.Pyrenaica (7.3%). Cf. fig. I.1-9.

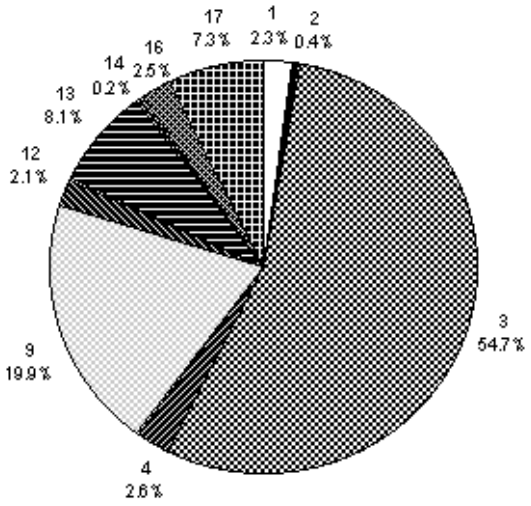


Fig. I.1-9.a: Reparto de la superficie en 1956

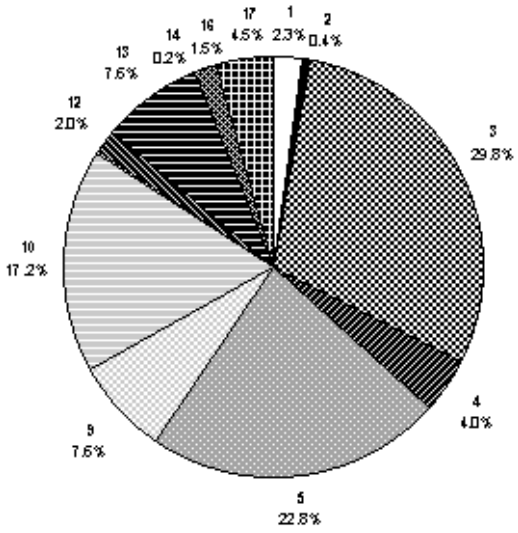


Fig. I.1-9.b: Unidades de paisaje en 1983

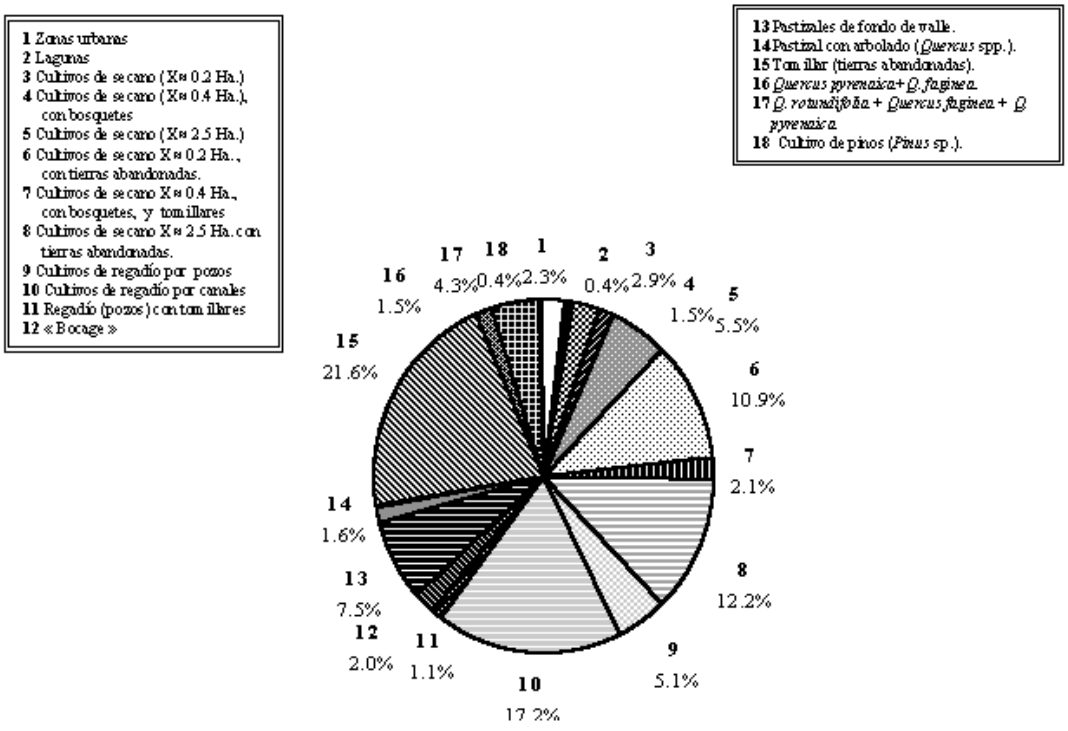


Fig. I.1-9.c: Porcentaje ocupado por los distintintos tipos de unidades paisajísticas en el año 1995

Figura I.1-9: Superficie ocupada por las unidades de paisaje en 1956, 1983 y 1995 a la tipología A.

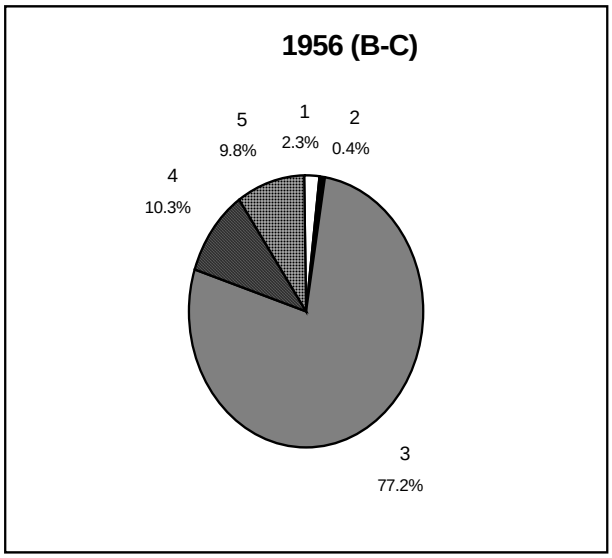


Fig. I.1_10.a: Tipologías B y C

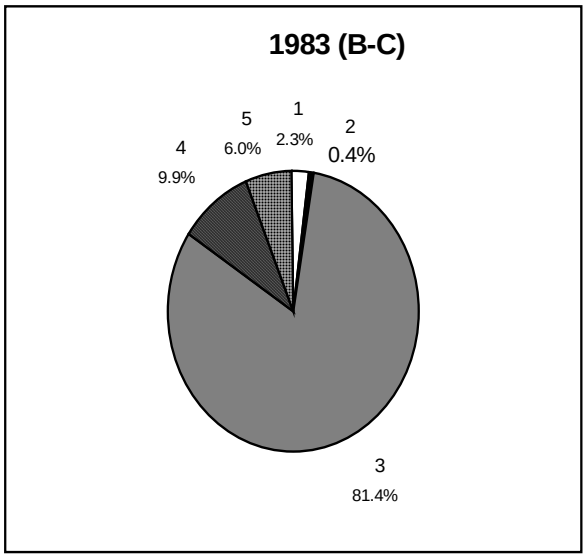


Fig. I.1_10. b: Tipologías B y C

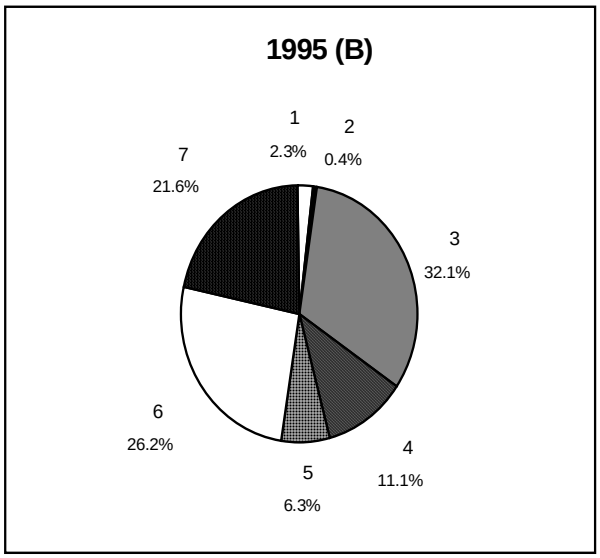


Fig. I.1_10.c: Tipología B

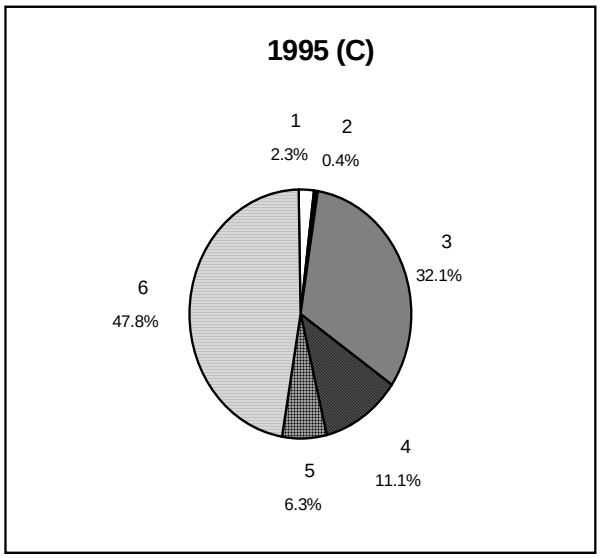


Fig. I.1_10.d: Tipología C

Leyenda

ESCALA B: 1 pueblos, 2 lagunas, 3 cultivos, 4 pastizales , 5 masas forestales , 6 mosaico cultivos-abandono, 7 abandono (tomillares)

ESCALA C: 1 pueblos, 2 lagunas, 3 cultivos, 4 pastizales , 5 masas forestales , 6 abandono

***Figura** I.1_10* : Porcentajes de superficie ocupados por cada unidad de paisaje en 1956, 1983 y 1995, basados en los análisis con SIG. Las figuras *a* y *b,* son comunes a las escalas B y C, la *fig. c* corresponde a la escala B, y *la fig. d.* a la escala C.

- **1983:** Predominan tres unidades de paisaje, todas ellas compuestas por cultivos (secano tradicional (29.8%), secano intensivo (22.8%), y regadío por canales (17.2%)). *Cf. fig. I.1-9.b.*

- **1995:** Superficie muy repartida entre las distintas UP: principalmente tomillares (21.6%), regadío con un tamaño medio de parcela de 4 Ha. (17.2%), mosaico de cultivos de secano intensivo con parcelas abandonadas (12.2%), y secano tradicional parcialmente abandonado (10.9%). Cf. fig. I.1-9.c.

Tipología B:

- **1956**: La unidad más abundante son los cultivos (77.2%), y en menor cantidad, los pastizales (10.3%) y las masas forestales (9.8%). Cf. fig. I.1-10.a

- **1983**: El 81.4% de la superficie total está ocupado por los cultivos, seguidos de pastizales (9.9%) y masas forestales (6%). *Cf. fig. I.1-10.b*

- **1995**: La UP con más peso es el abandono (47.8%), a continuación se sitúan los cultivos (32.1%) y los pastizales (11.1%). Cf. fig. I.1-10.c

Tipología C:

Para el comentario sobre las superficies ocupadas por cada UP en 1956 y 1983, ver tipología B.

1995: El tipo principal de UP es el abandono de tierras de cultivo (47.8%), seguido de cultivos (32.1%) y pastizales (11.1%). Cf. fig. I.1-10.d.

3.1.3.ABUNDANCIA, RIQUEZA, DIVERSIDAD Y UNIFORMIDAD

La **abundancia**, **riqueza**, **diversidad** y **uniformidad (***cf.§ 3.1.1)* para cada año y escala tipológica, se reflejan en la *tabla I.1-5*, siendo la *abundancia* el número de individuos, en este caso el número de pixeles; la *riqueza* el número de unidades de paisaje diferentes; y la *diversidad* y *uniformidad*, medidas que combinan los dos primeros parámetros.

La abundancia no varía, porque el número de pixeles es igual en todos los mapas; la riqueza es mayor cuanto más detallada es la escala tipológica, o sea que C>B>A, por lo tanto, diversidad y equitabilidad (o uniformidad) también aumentan desde C hasta A. Un paisaje estará más diversificado cuanto mayor sea su valor de diversidad, y ésta será más grande cuanto más elevados sean sus componentes, riqueza y equitabilidad. La diversidad será máxima cuando todas las unidades paisajísticas presenten la misma abundancia relativa (mismo número de efectivos).

	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
A	82019	10	2,07	3,32	0,62
B	82019	5	1,11	2,32	0,48
C	82019	5	1,11	2,32	0,48

Tabla I.1-5.a: Año 1956

	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
A	82019	12	2,78	3,58	0,78
B	82019	5	0,97	2,32	0,42
C	82019	5	0,97	2,32	0,42

Tabla I.1-5.b: Año 1983

	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
A	82019	18	3,47	4,17	0,83
B	82019	7	2,27	2,81	0,81
C	82019	6	1,79	2,58	0,69

I.1-5: Valores **Tabla I.1-5.c**: Año 1995

Tabla de Abundancia (n°pixeles), Riqueza (n°UP), Diversidad (índice de SHANNON & WEAVER, 1949), Diversidad máxima, y Uniformidad (relación entre diversidad y diversidad máxima), a las tres escalas tipológicas y para los tres años de estudio.

3.1.4. HETEROGENEIDAD Y REDUNDANCIA

La **heterogeneidad** y **redundancia** de los patrones estudiados, se reflejan en la *tabla I.1-6*. La heterogeneidad aumenta con la complejidad tipológica, mientras que la redundancia disminuye desde C hasta A. Ambos parámetros son una medida de la organización espacial de un patrón, la heterogeneidad aumenta con la proporción relativa de cada tipo de UP y con la fragmentación. La redundancia presenta valores entre 0 y 1, su valor es más elevado cuanto más ordenado es el patrón.

	1956			1983			1995		
	Het	Hetmax	R	Het	Hetmax	R	Het	Hetmax	R
A	2,45	6,64	0,63	3,22	7,17	0,55	4,00	8,34	0,52
B	1,37	4,64	0,70	1,23	4,64	0,74	2,68	5,61	0,52
C	1,37	4,64	0,70	1,23	4,64	0,74	2,15	5,17	0,58

Tabla I.1-6: Heterogeneidad (Het), heterogeneidad máxima (Hetmax), y redundancia (R) a lo largo del período de estudio, a las tipologías A, B y C.

3.1.5. CONECTIVIDAD

La **conectividad** a la tipología A, está representada en la *tabla I.1-7*, y a las tipologías B y C, en la *tabla I.1-8*. Estos valores de conectividad pueden resultar de gran utilidad para conocer la matriz del patrón, en aquellos casos en que su apreciación sea confusa de forma visual. Así, para el año **1956**, a la tipología A, la matriz es la unidad tres (cultivos de secano constituidos por pequeñas parcelas de cereal y viñas) con una conectividad de 52.4%, mientras que para las tipologías B y C, es muy claramente la unidad cultivos (con una conectividad del 75%). En **1983**, a la tipología A, la matriz son también los cultivos tradicionales de secano, pero no de forma tan clara como antes, ya que ahora su conectividad es del 28%, seguido muy de cerca por los cultivos intensivos de secano (conectividad=21.6%) y por los de regadío por canales (conectividad=16.9%); a las tipologías B y C, la matriz es más patente, ya que la conectividad de la unidad cultivos es 79.2%. En **1995**, a la tipología A la matriz son los tomillares (C=20.2%) pero muy próximos están los cultivos intensivos de regadío que constituyen

una gran mancha (C=16.9%); a la tipología B, domina la unidad cultivos (C=30.9%), seguido de mosaico de cultivos-abandono (C=24.8%) y de tomillares (C=20.2%); a la tipología C, la matriz es obviamente la unidad 6 (abandono), con una conectividad de 45.8%. La conectividad permite apreciar así mismo, cómo para la tipología A, las unidades de cultivos constituidas por pequeñas parcelas, tanto con riego (UP=9) como sin él (UP=3), disminuyen su superficie y agregación de forma continua desde al año 1956 al 1995; en el caso de la unidad 9, desde un 19.04% de conectividad a un 4.76%, en 1995; y de un 52.37% para la UP3 en 1956, a solamente un 2.6% en 1995. Las masas forestales (UP 16 y17) también se reducen de forma considerable. De igual manera, se pueden analizar estos valores de conectividad («connectedness») entre las distintas unidades de paisaje, resultando de gran importancia para el estudio de la conectividad biológica («connectivity») (BAUDRY, 1985, BAUDRY & MERRIAM, 1987; FORMAN, 1986; MERRIAM, 1990). Así para la tipología A, se puede ver como la conectividad entre las unidades forestales (UP 16 y 17) con los cultivos tradicionales de secano (UP 3), se reduce a más de la mitad entre 1956 y 1983, para desaparecer en 1995, y con los de regadío (tanto regados por pozos como por canales) es cero durante el período de estudio.

El conocimiento de este tipo de relaciones entre las unidades paisajísticas puede tener gran importancia para las especies que utilizan varios tipos de ambientes, por ejemplo aves que nidifican en los bosques y se alimentan en los cultivos. Para las tipologías B y C, se detectan las mismas tendencias de disminución de conectividad de las masas forestales consigo mismas, y con los cultivos, aunque la conectividad interna de estos últimos, se incrementa entre 1956-83, cayendo muy fuertemente, hacia 1995.

1	2	3	4	9	12	13	14	16	17	up
1.95	0	0.43	0	0.1	0.15	0.07	0	0	0	**1**
	0.26	0.06	0	0.08	0	0.05	0	0	0.03	**2**
		52.37	0.19	0.98	0.25	1.79	0.08	**0.21**	**0.62**	**3**
			2.35	0.03	0	0.03	0	0	0.2	**4**
				19.04	0.14	0.33	0	0.05	0.01	**9**
					1.69	0.21	0	0	0	**12**
						6.73	0.08	0.01	0.17	**13**
							0.1	0	0	**14**
								2.33	0	**16**
									6.83	**17**

Tabla I.1_7.a

1956

1	2	3	4	5	9	10	12	13	14	16	17	up
1.95	0	0.37	0	0.06	0.1	0.02	0.15	0.07	0	0	0	**1**
	0.26	0.01	0	0.04	0.03	0.07	0	0.04	0	0	0.03	**2**
		28.01	0.04	0.89	0.21	0.07	0.2	1.21	0.09	**0.11**	**0.26**	**3**
			3.73	0.29	0.03	0	0	0.05	0	0.04	0.14	**4**
				21.64	0.17	0	0.05	0.56	0.01	0.09	0.29	**5**
					7.14	0.06	0.16	0.2	0	0	0	**9**
						16.93	0.05	0.13	0	0	0	**10**
							1.67	0.15	0	0	0	**12**
								6.31	0.08	0.01	0.15	**13**
									0.13	0	0	**14**
										1.39	0	**16**
											4.06	**17**

Tabla I.1_7..b

1983

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	up
1.95	0	0.13	0	0.01	0.08	0	0.04	0.09	0.02	0	0.15	0.08	0	0.16	0	0	0.02	1
	0.26	0	0	0.03	0.01	0	0	0.02	0.07	0.01	0	0.04	0	0.02	0	0.03	0	2
		2.6	0	0.04	0.07	0	0.04	0.02	0	0	0.01	0.16	0	0.13	**0**	**0**	0.01	3
			1.34	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0.11	0.01	0.05	0	4
				5.09	0.05	0.02	0.16	0.07	0	0	0.03	0.09	0.03	0.11	0.03	0.06	0	5
					10.1	0	0.28	0.03	0.02	0	0.07	0.40	0.04	0.35	0.07	0	0	6
						1.93	0.18	0	0	0	0	0.01	0	0.06	0	0.08	0	7
							11.39	0.04	0	0.01	0.01	0.36	0.03	0.27	0.06	0.09	0	8
								4.76	0.05	0.06	0.1	0.18	0	0.09	0	0	0	9
									16.93	0.01	0.05	0.13	0	0.05	0	0	0	10
										0.90	0.06	0.01	0	0.13	0	0	0	11
											1.67	0.15	0	0.12	0	0	0	12
												6.20	0.13	0.69	0.01	0.15	0.04	13
													1.36	0.14	0	0.1	0	14
														20.22	0.07	0.19	0.06	15
															1.41	0	0	16
																3.94	0	17
																	0.3	18

Tabla I.1_7.c

1995

Tabla I.1-7: Conectividad (tipología A). La fig. a representa los valores obtenidos para el año 1956; la fig.b, corresponde al año 1983; y la fig.c, concierne a 1995.

1	2	3	4	5	up
1.95	0	0.54	0.23	0	1
	0.26	0.14	0.05	0.03	2
		74.96	2.62	**1.08**	3
			8.81	0.18	4
1956 b-c				**9.16**	5

Tabla I.1_8.a

1	2	3	4	5	up
1.95	0	0.55	0.22	0	1
	0.26	0.16	0.04	0.03	2
		79.21	2.69	**0.93**	3
1983 b-c			8.35	0.16	4
				5.46	5

Tabla I.1_8.b

1	2	3	4	5	6	7	up
1.95	0	0.24	0.23	0.03	0.12	0.16	1
	0.26	0.11	0.04	0.03	0.02	0.02	2
		30.90	0.79	**0.17**	0.52	0.48	3
			9.50	0.29	0.98	0.95	4
				5.66	0.40	0.33	5
1995 b					**24.79**	0.81	6
						20.22	7

Tabla I.1_8. c

1	2	3	4	5	6	up
1.95	0	0.24	0.23	0.03	0.27	1
	0.26	0.11	0.04	0.03	0.04	2
		30.9	0.79	**0.17**	1	3
			9.5	0.29	1.93	4
1995 c				**5.66**	0.73	5
					45.82	6

Tabla I.1_8.d

Tabla I.1-8: Conectividad a tipologías B y C

De los parámetros paisajísticos derivados de la teoría de la Información considerados (diversidad, equitabilidad, heterogeneidad y redundancia), todos se incrementaron con la complejidad de la escala tipológica, excepto la redundancia. La heterogeneidad aporta más información que la diversidad, porque depende no sólo de la repartición de los pixeles entre lasUP (como la diversidad), sino también de su distribución espacial. Los valores de conectividad («connectedness») son muy útiles para la identificación de la matriz del patrón, y dependen de la escala tipológica, ya que en función de ésta se pueden obtener diferentes interpretaciones de las relaciones entre las unidades paisajísticas.

3.2. ANALISIS PLURIESCALAR *(ESCALA ESPACIAL)* DE LA ESTRUCTURA

El objetivo de este apartado fue conocer la dependencia del paisaje y su dinámica de la escala espacial: Se analizaron las *variaciones de la estructura* detectadas en los patrones a lo largo de la *segunda mitad del siglo*, y las eventuales *dependencias de escala*. Se realizó un análisis para cada una de las tres *resoluciones tipológicas definidas en § 2.2.*, con la finalidad de conocer cuál es la mejor para la comprensión del fenómeno.

3.2.1. MATERIAL Y MÉTODOS

Para identificar las ***variaciones de la estructura interna del paisaje*** en función de la escala espacial de análisis, se siguió la metodología utilizada en este tipo de estudios (BUREL & BAUDRY, 1990; BUREL, 1991a; BAUDRY, 1992b, 1992c, 1993a; FERRUS, 1997; BUREL et al., 1998). Utilizando el programa CHLOE (BAUDRY et al., 1997), se superpusieron sobre los mapas «raster» (creados bajo IDRISI) series de redes de distintos tamaños de malla (15, 25, 35 y 50 pixeles de lado, que corresponden a 495, 825, 1135 y 1650 m. de la realidad). Dentro de cada ventana de aglomeración de pixeles elementales adyacentes se registró el porcentaje de cada tipo de paisaje, las conexiones entre pixeles adyacentes (que indican su posición espacial) y la heterogeneidad, utilizando para el análisis solamente aquellas ventanas con un porcentaje >80% de pixeles≠0, ya que las ventanas de aglomeración con más de 20% de pixeles=0 corresponden a los bordes del mapa. Para evitar una dependencia de los resultados de la posición de la red, se utilizaron varias redes cuyo punto de partida se iba desplazando desde el pixel 1-1, sucesivamente hacia la derecha y hacia abajo. Su número varió con el tamaño de la ventana (dos, tres, cuatro y cinco, respectivamente), por existir problemas de manipulación de datos (ficheros demasiado voluminosos que superaron la capacidad de los programas disponibles), este número quedó limitado. La integración de los datos de frecuencia y relación espacial entre los elementos, para cada tamaño de ventana, y cada mapa correspondiente a un año diferente, se realizó mediante un análisis factorial de correspondencias múltiples (AFCM), dado que este método permite comparar situaciones a diversas escalas (espacial y temporal) en un mismo cuadro de referencia (BUREL & BAUDRY, 1990; BUREL, 1992). Se utilizó la biblioteca ADDAD (LEBEAUX, 1985)

Con el objeto de preparar los datos brutos y aumentar el valor práctico de la información, para el posterior análisis multivariante, se realizó una recodificación de las variables (LEBART, 1977; BENZECRI, 1984), que permite tener en cuenta las relaciones no lineares entre los tipos de ocupación del suelo (BUREL *et al*., 1998). Se reagruparon los datos en clases de frecuencias (0-10, 10-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%), y se utilizó el método «logique floue» para evitar la arbitrariedad del recorte en categorías, de manera que un valor próximo a la frontera es compartido por dos modalidades (GALLEGO, 1984). Para cada variable se obtienen tres modalidades (var1, var2, var3) repartidas en las cinco clases de frecuencia antes definidas. La catalogación adoptada se refleja en la *fig. I.1-11*.

Para la recodificación, se utilizó dBASE IV (a partir de los ficheros *.txt* creados por CHLOE).

A partir de la puntuación obtenida en el AFCM, se reunieron las ventanas en clases mediante una *clasificación jeráquica ascendente*, cuyo principio consiste en reagrupar dos a dos los individuos más próximos, a partir del cálculo de la distancia euclídea entre ambos. El resultado final es un árbol denominado *dendrograma*, que proporciona la constitución de las distintas clases en sus elementos (LEBART *et al*., 1995). Se utilizó ADDAD.

var0=100∀clase=0
var1=100∀0<clase≤1
var1=50∀1<clase≤2
var2=50∀1<clase≤2
var2=100∀2<clase≤3
var2=50∀3<clase≤4
var3=50∀3<clase≤4
var3=100∀4<clase≤5

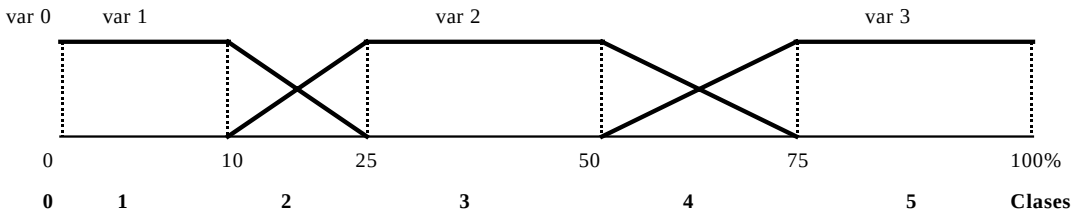


Fig. I.1-11: *Reclasificación de las variables (unidades del paisaje) en función de su frecuencia según el método del «logic floue», previa al AFCM. A partir de cada variable se obtienen tres modalidades (var1, var2 y var3). Figura extraída de JOUIN (1996).*

Se caracterizaron las *clases de estructura* obtenidas en el análisis cluster en función de la composición de las ventanas de análisis (% medio de cada UP) y de su heterogeneidad media, el programa empleado fue EXCEL. Según esta nueva tipología se realizaron mapas para cada año y resolución espacial (o sea, para cada tamaño de ventana de agrupación). Para elaborar los mapas, IDRISI necesita dos ficheros asociados: uno imagen (*.img*), que es un fichero texto que contiene los tipos extraídos del cluster, y uno ascii (*.doc*) en el que el tipo de datos debe estar en forma *integer*, y que contiene las propiedades del mapa (coordenadas, n°unidades de paisaje,....).

Finalmente, se aplicó un test de información mutual (este tipo de test explica la heterogeneidad de una variable mediante variables explicativas)*: el criterio de Kullback* (1959) utilizado en BAUDRY (1985, 1993a) y BUREL *et al.*(1998), para comprobar si para cada año, las clases de estructura eran significativamente relativas a las distintas escalas espaciales. Este test está basado en la Teoría de la Información de SHANNON & WEAVER (1949) y

mide la significación estadística entre dos variables, expresándose como valor de Heterogeneidad o de Redundancia[1], siendo éstas medidas de la organización del sistema:

R=[T(E,U)/H(U)]*100, donde T(E,U)=H(E)+H(U)-H(E,U), donde E, U son dos variables divididas en clases.

El criterio de Kullback, sigue aproximadamente una ley de χ^2 , pero presenta dos ventajas sobre éste: 1) los datos no tienen que ser necesariamente normales, 2) no presenta exigencias respecto al número de casos.

Hay ***dependencia de escala*** en la observación de un fenómeno, cuando la intensidad media de este fenómeno varía con la escala espacial o el tiempo de observación (BAUDRY, 1992c). Para detectar la posible dependencia de las clases de estructura de la *resolución espacial*, se representó el porcentaje de ventanas secundarias pertenecientes a cada clase cluster, tomando todos los años en conjunto frente al tamaño de grano. Para ver la dependencia del otro componente de la escala espacial, la *extensión*, se utilizó nuevamente CHLOE: se partió de una ventana de análisis de 10x10 pixeles (cuyo centro fue el pixel central del mapa) que se fue agrandando sucesivamente hasta capturar todo el mapa. En total se crearon 40 ventanas de tamaño creciente, en cuyo interior se calculó la heterogeneidad. Las inflexiones en la línea heterogeneidad/ n°pixeles <>0, implican dependencia de la escala, en este caso de su componente extensión.

Se elaboraron ***mapas de heterogeneidad*** para cada año de estudio, a partir de los mapas paisajísticos a tipología A (*cf. fig. I.1-6)*, utilizando el programa CHLOE. Su principal peculiaridad es que son elaborados sin perder la resolución inicial a la fueron rasterizados, aunque la escala de análisis sí varía: una ventana, del tamaño deseado (n° pixeles primarios), se va desplazando por todo el mapa, pasando de un pixel a su contiguo (desde el inicial hasta el final), de modo que cada uno de ellos es centro de esa ventana. La heterogeneidad se calcula en el interior de la ventana de análisis, en base a la composición y posición de los pixeles que contiene (BAUDRY *et al.*, 1997).

3.2.2. VARIACIÓN DE ESTRUCTURA INTERNA CON RESOLUCIÓN ESPACIAL

3.2.2.1. DEFINICIÓN DE LAS CLASES DE ESTRUCTURA

Tipología A

El análisis factorial de correspondencias se realizó con un total de 4134 ventanas (resultado de la agrupación de los pixeles con CHLOE). Los cinco primeros factores explicaron

[1] Este concepto de redundancia es diferente del utilizado en *§ 3.1.* Mientras que aquí es una medida estadística de la información mutual entre variables, en el otro caso es un parámetro que mide la organización de un patrón espacial.

sólo el 17.7% de la varianza, factor I= 4.5%, factor II= 4%, factor III= 3.5%, factor IV=2.9%, y factor V= 2.8%. Para los posteriores análisis se utilizaron sólo los tres primeros ejes. El análisis cluster reagrupó las ventanas de análisis en 10 clases (*fig. I.1-12),* cuya composición se refleja en la *tabla I.1-9.*

Las clases se pueden describir de la siguiente manera:

- **Clase 1:** Clase de composición heterogénea, dominan los tomillares, y los mosaicos de cultivos de secano (tanto intensivos como tradicionales) con abandono.

- **Clase 2:** Esencialmente constituida por el mosaico de cultivos intensivos de secano con abandono, arbolado de *Quercus* sp., y mosaico de cultivos de secano con bosquetes y con parcelas abandonadas.

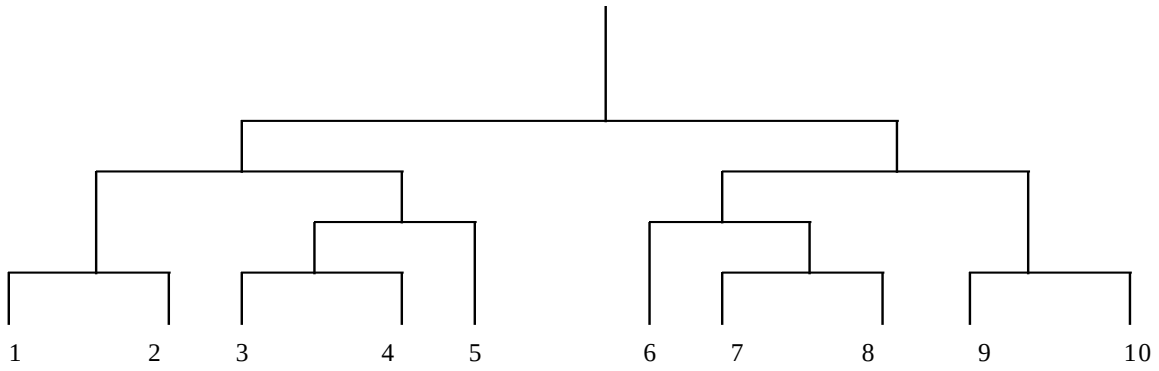


Fig. I.1-12: *Dendrograma con las clases resultantes de la clasificación jerárquica ascendente (CAH). Tipología A*

TIPOS/CLASES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
UP1	0.49	0	7.54	7.15	**11.03**	0.24	1.57	0.26	0.08	0.16
UP 2	0.20	0.47	0.31	0.29	0.24	0.28	0.35	0.50	0.39	0.73
UP 3	1.46	0.07	3.30	**13.57**	**43.24**	**32.54**	**53.69**	**73.83**	0.01	1.72
UP 4	1.31	5.53	0.36	0.23	0.08	9.46	0.69	0.19	0	1.16
UP 5	6.51	11.63	1.17	2.48	4.72	**23.77**	**12.18**	0.64	0	**16.63**
UP 6	**16.86**	1.34	**10.82**	**14.75**	0.01	0	0	0	0	2.56
UP 7	1.43	**15.66**	0.35	0	0	0	0	0	0	0.12
UP 8	**19.70**	**27.95**	7.19	4.20	0	0.02	0	0	0	5.67
UP 9	0.57	0.11	9.50	7.20	**16.20**	2.84	**14.73**	**14.52**	0.77	**40.53**
UP 10	0.09	0	**10.34**	2.73	4.53	0.01	0.07	0.01	**97.67**	**10.90**
UP 11	0.35	0	4.32	0.02	0	0	0	0	0.01	0.37
UP 12	0.63	0	6.60	5.28	7.59	0.14	1.86	1.33	0.21	0.65
UP 13	9.15	4.75	8.64	**14.87**	**11.73**	7.07	**11.96**	8.12	0.85	4.15
UP 14	2.64	2.81	0.31	0.81	0.15	0.34	0.51	0.21	0	0.03
UP 15	**28.80**	7.94	**28.06**	**24.74**	0.03	0.01	0.11	0	0.01	**12.53**
UP 16	1.66	1.53	0.24	0.37	0.39	2.38	1.32	0.09	0	1.47
UP 17	7.73	**20.22**	0.19	0.32	0.06	**20.90**	0.97	0.31	0	0.61
UP 18	0.43	0	0.75	0.98	0	0	0	0	0	0
Heterogeneidad	1.43	1.31	1.76	1.36	1.57	1.12	1.11	0.47	0.08	0.39

Tabla I.1-9: Composición de las clases obtenidas en el análisis cluster. Los valores indicados en la tabla son los porcentajes de cada unidad de paisaje (cf. tabla I.1-4, § 2.2), y la heterogeneidad media, presentes en cada clase. Tipología A

- **Clase 3:** Clase mixta, compuesta principalmente por tomillares, y en menor proporción por el mosaico de secano (parcelas 0.2 Ha.) con abandono, y cultivos de regadío (regados por pozos y por canales).

- **Clase 4:** Tomillares, y en cantidad netamente inferior, mosaico de cultivos de secano tradicionales con parcelas abandonadas, pastizales de fondo de valle y cultivos de secano con parcelas 0.2 Ha.

- **Clase 5**: El elemento más representado son los cultivos de secano de uso tradicional, y en proporción menos importante regadío por pozos, pastizales de fondo de valle y zonas urbanas.

- **Clase 6**: Compuesta fundamentalmente por cultivos de secano constituidos por pequeñas parcelas, y además por secano intensivo y bosquetes de *Quercus pyrenaica + Q. faginea + Q. rotundifolia*, con algunos pastizales.

- **Clase 7**: Formada por secano tradicional, y en proporción claramente inferior por regadío con parcelas 0.5 Ha., secano intensivo y pastizales.

- **Clase 8:** Fuertemente dominante secano de pequeñas parcelas, y minoritariamente regadío por pozos.

- **Clase 9**: Casi exclusivamente cultivos de regadío por canales.

- **Clase 10**: Como unidad dominante cultivos de regadíopor pozos, estando también bien representados los cultivos de secano intensivo, los tomillares y el regadío (parcelas 4 Ha.).

Con esta tipología de ventanas extraída del análisis de clasificación jerárquica ascendente, se elaboraron mapas a distintas resoluciones espaciales para los tres años de estudio (*cf. fig.I.1-13)*

Tipología B

El análisis factorial de correspondencias múltiples explicó el 41.09% de la varianza con los cinco primeros factores: F1=12.77%, F2=8.99%, F3=7.18%, F4=6.35% y F5=5.80%. Para los análisis se utilizaron los tres primeros, o sea el 28.94% de la varianza.

La clasificación jerárquica dió como resultado ocho clases, cuyo dendrograma se representa en la *fig. I.1-14:*

A continuación se caracterizan las ocho clases delimitadas a partir del cluster.

- **Clase 1:** Casi exclusivamente cultivos.

- **Clase 2:** Mayoría cultivos, con algunos pastizales.
- **Clase 3:** Dominan claramente los cultivos, con pastizales y masas forestales, en menor cantidad.
- **Clase 4:** Clase mixta, principalmente cultivos, y mosaico cultivos-abandono, pastizales y pueblos.
- **Clase 5:** Predomina el abandono, tanto tomillares como mosaico cultivos-abandono, con pastizales.
- **Clase 6:** Esencialmente constituida por el mosaico de cultivos-abandono, con tomillares.
- **Clase 7:** Repartida entre mosaico de cultivos-abandono, cultivos, masas forestales, pastizales y tomillares
- **Clase 8:** Principalmente masas forestales y cultivos.

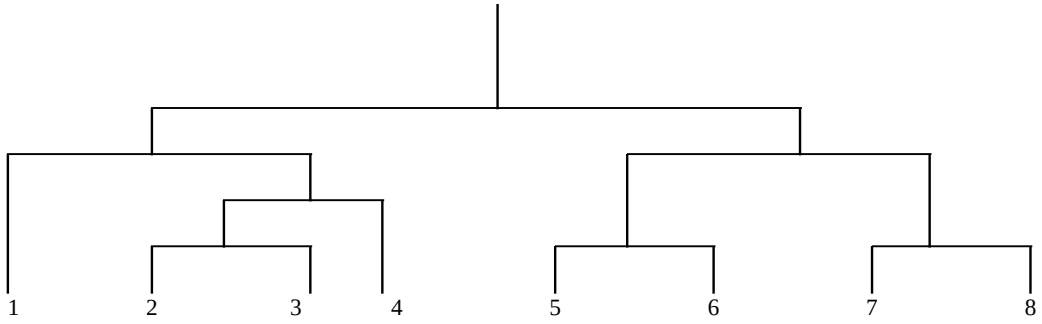


Fig.I.1-14: Arbol representando las clases de ventanas de agrupación obtenidas con la CAH. Tipología B.

TIPO/CLASES	1	2	3	4	5	6	7	8
Pueblos	0.09	3.58	0.59	13.12	2.22	0.19	0.83	0.01
Lagunas	0.33	0.30	0.55	0.21	0.19	0.10	0.48	0.52
Cultivos	**96.69**	**80.76**	**59.93**	**33.98**	8.45	2.26	**23.08**	**37.70**
Pastizales	1.85	**13.24**	**18.28**	**17.52**	**12.77**	6.29	**13.72**	5.51
Masas forestales	0.57	1.08	**12.54**	0.82	5.59	1.20	**19.45**	**42.95**
Cultivos-abandono	0.32	0.40	5.14	**21.65**	**28.83**	**72.83**	**29.77**	8.41
Tomillares	0.15	0.64	2.97	12.70	**41.95**	**17.13**	**12.68**	4.89
Heterogeneidad	0.12	0.69	0.96	1.4	1.26	0.4	1.17	1.01

Tabla I.1-10: *Composición de las clases obtenidas en el análisis cluster. Los valores indicados en la tabla son los porcentajes de cada tipo de UP (*cf. tabla I.1-4., § 2.2.*), y la heterogeneidad media, presentes en cada clase. Tipología B.*

Los mapas elaborados a partir de estas clases se reflejan en *la fig. I.1-15.*

Tipología C

La varianza explicada solamente por los tres primeros factores en el AFCM, es 75.64%: F1=30.71%, F2=25.51%, F3=19.41%, para el conjunto de datos (4.134 ventanas, compuestas cada una de ellas por más del 80% de los pixeles≠0).

El dendrograma resultante del análisis cluster se representa en la *fig. I.1-16.*

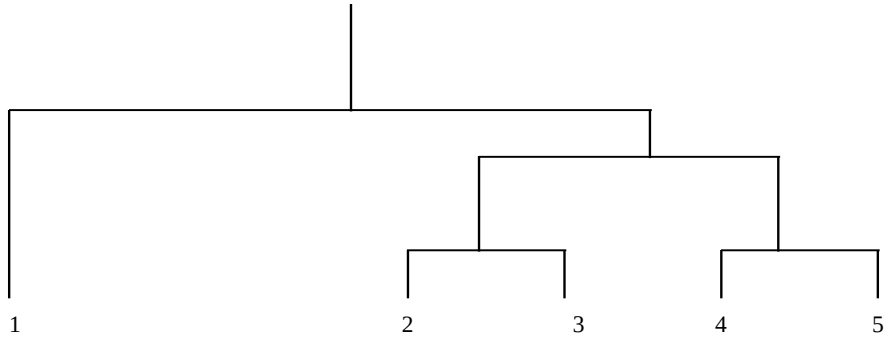


Fig. I.1-16: Tipología resultante de la clasificación jerárquica, a partir de la puntuación factorial obtenida en el AFCM para las ventanas de agrupación. Tipología C.

Las cinco categorías obtenidas en el análisis a la tipología C, se pueden explicar como sigue:

- **Clase 1**: Constituida esencialmente por las tierras retiradas de la producción, y también por algunos pastizales.
- **Clase 2**: Cultivos
- **Clase 3**: Cultivos, y pastizales en una proporción mucho menos importante.
- **Clase 4**: Queda constituida por cultivos como UP dominante, y en cantidad netamente inferior, pastizales y abandono.
- **Clase 5**: Principalmente cultivos y masas forestales, significativamente menor es la proporción de abandono.

TIPO/CLASE	1	2	3	4	5
Pueblos	1.32	0.11	3.33	9.30	0.41
Lagunas	0.14	0.32	0.40	0.54	0.31
Cultivos	5.05	**96.15**	**78.94**	**42.96**	**42.39**
Pastizales	9.72	3.07	**15.09**	**22.95**	8.81
Masas forestales	2.90	0.23	2.10	1.63	**35.13**
Abandono	**80.77**	0.10	0.06	**22.43**	**12.82**
Heterogeneidad	0.61	0.14	0.75	1.18	1.02

Tabla I.1-11: % pixeles de cada tipo de UP, y heterogeneidad media, en las clases cluster. Tipología C.

Los mapas del área de estudio obtenidos para 1956, 1983 y 1995, para representar la tipología extraída del análisis de clasificación ascendente a las cuatro resoluciones espaciales escogidas para el análisis, se pueden ver en fig.I.1-17.

Se observa que cuanto más grosera es la tipología, más fácilmente se pueden establecer las clases de agrupación de las ventanas de análisis, y más claros son los resultados; pero pese a la complejidad inicial de la tipología A, siempre se puede reconocer la misma estructura base en los patrones espaciales (§ fig.I.1-13-15-17).

3.3.2.2. HETEROGENEIDAD

En la *fig. I.1-18,* se representan las variaciones de la heterogeneidad a diferentes resoluciones, espacial y tipológica.

A la vista de los valores obtenidos, se puede deducir que la heterogeneidad aumenta siempre, con la complejidad tipológica del patrón (desde C hasta A), debido a la presencia de un mayor número de unidades paisajísticas (riqueza), y también con la escala espacial (a mayor tamaño de ventana de análisis, mayor heterogeneidad en su interior).

3.3.2.3.TEST DE KULLBACK

Se comprobó si para cada año de estudio (1956, 1983 y 1995), las 10 clases de estructura del paisaje extraídas del análisis cluster eran significativamente relativas a la resolución espacial (ventanas de agregación compuestas por 15x15, 25x25, 35x35, y 50x50 pixeles).

El test se realizó a partir de las *tablas I.1-12-13-14*, y el resultado fue significativo ($p<0.05$) en todos los casos.

En **1956**, la redundancia a la tipología A fue del 2%, aumentando al 3.64% a la tipología B, y disminuyendo un poco a la tipología C, 3.28%. Es decir, que a las tipologías B y C, la relación entre las clases de estructura del paisaje y el tamaño de grano fue más robusta, y menos a la tipología A.

En **1983**, la redundancia fue siempre mayor cuanto menos detallada era la tipología (R_A=2.3%, R_B=3.34%, y R_C=3.37%.

En **1995**, desde A hasta C, la redundancia disminuyó (R_A=3.3%, R_B=2.5%, y R_C=0.76).

Entonces: a mayor complejidad tipológica, mayores diferencias internas entre clases de estructura y resolución espacial.

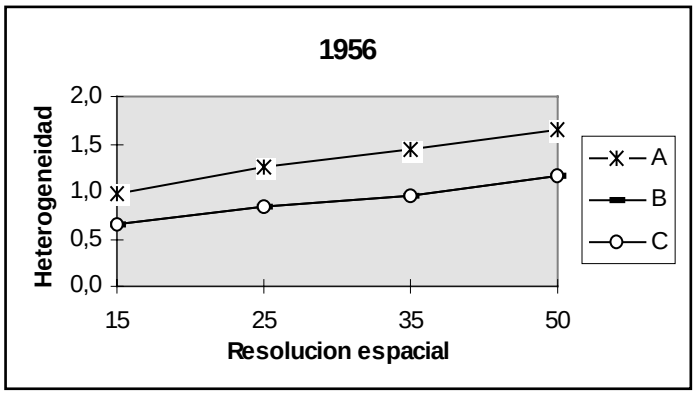


Fig. I.1_18.a

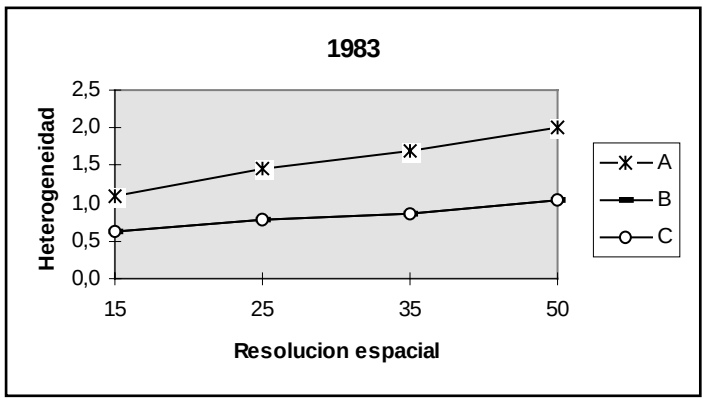


Fig. I.1_18.b

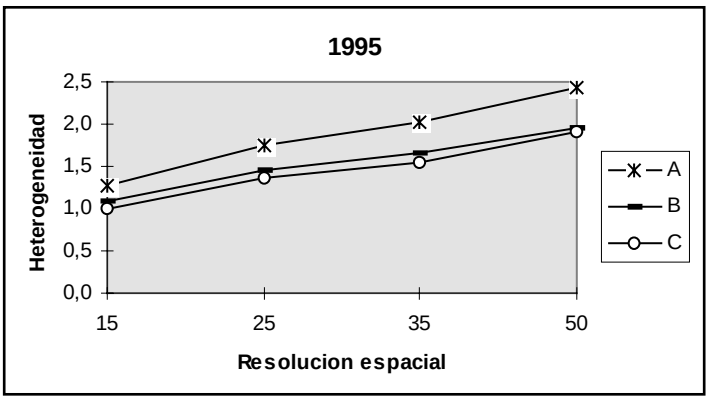


Fig. I.1_18.c

Fig. I .1_18 : Variación pluriescalar de la heterogeneidad, a distintas escalas tipológicas y espaciales.

año	resolución espacial	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1956	15	0	0	0	7	57	125	156	254	0	78
1956	25	0	0	0	0	49	80	68	128	0	21
1956	35	0	0	0	0	46	55	49	59	0	18
1956	50	0	0	0	0	36	37	21	30	0	4
1983	15	0	0	4	20	54	198	112	85	100	104
1983	25	0	0	1	1	49	119	59	38	43	36
1983	35	0	0	3	2	41	78	42	19	33	9
1983	50	0	0	0	0	35	47	23	7	15	1
1995	15	146	77	56	120	9	18	8	3	99	141
1995	25	112	39	48	49	4	4	0	2	43	45
1995	35	86	20	48	28	0	0	2	1	32	10
1995	50	50	11	39	11	0	0	2	0	11	4

Tabla I1-12: N° ventanas para cada clase, cada año y resolución espacial (tipología A)

año	resolución espacial	1	2	3	4	5	6	7	8
1956	15	320	111	117	39	0	0	24	66
1983	15	344	121	111	39	0	0	11	51
1995	15	130	9	51	34	195	150	83	25
1956	25	127	77	65	28	0	0	2	47
1983	25	139	86	64	28	0	0	0	29
1995	25	51	6	20	26	119	44	66	14
1956	35	59	84	48	14	0	0	0	22
1983	35	70	89	41	14	0	0	0	13
1995	35	35	3	4	25	100	19	32	9
1956	50	21	71	21	3	0	0	0	12
1983	50	28	74	18	3	0	0	0	5
1995	50	15	1	2	25	62	8	15	0

Tabla I.1-13: N° ventanas para cada clase, para cada año y resolución espacial (tipología B)

año	resolución espacial	1	2	3	4	5
1956	15	0	336	118	113	110
1956	25	0	134	87	54	71
1956	35	0	67	82	28	50
1956	50	0	29	68	3	28
1983	15	0	365	123	110	79
1983	25	0	147	98	52	49
1983	35	0	79	90	23	35
1983	50	0	37	68	2	21
1995	15	297	133	10	163	74
1995	25	137	51	12	92	54
1995	35	94	38	1	67	27
1995	50	45	16	1	41	25

Tabla I.1-14: N° ventanas pertenecientes a las clases cluster/ año/ resolución espacial (tipología C)

El método pluriescalar funciona mejor a menor resolución tipológica: a mayor detalle, menor varianza explicada por el análisis factorial de correspondencias múltiples, y mayor dificultad y complejidad para explicar las clases de estructura, lo que puede dificultar la verdadera comprensión del fenómeno.

A todas las resoluciones tipológicas, y pese a la diferente complejidad de los patrones, se encuentra la misma estructura de base, los factores del AFCM extraen en los tres casos (tipologías A, B, C), y partiendo de distinto número de variables (UP), una información similar, ésto confirma la correcta agregación de las variables al crear las tipologías más groseras.

La heterogeneidad en el interior de las ventanas secundarias, aumenta con la complejidad del patrón (escala tipológica) y con la resolución espacial.

El paisaje no sólo es diferente a escala global, si no también a todas las resoluciones espaciales y tipológicas consideradas: a mayor complejidad tipológica, mayores diferencias internas entre clases de estructura y tamaño de grano (test de Kullback).

3.2.3. DEPENDENCIA DE ESCALA DE LAS CLASES DE ESTRUCTURA

3.2.3.1. RESOLUCIÓN

En este apartado se trata de mostrar la dependencia de clases de estructura obtenidas en el análisis cluster realizado en el *§ 3.2.2 (cf. tabla I.1-9*) respecto de la resolución espacial.

Tipología A:

A la vista de la *tabla I.1-15*, se puede deducir que existe una dependencia de la escala espacial por parte de las clases. Se observa que de las 10 agrupaciones resultado del cluster, cuatro incrementan el número de ventanas que las componen, con el tamaño de grano, mientras que las seis restantes disminuyen su importancia. Las clases que aumentan (clases 1, 3, 5) presentan los valores más altos de heterogeneidad, mientras que las clases más homogéneas en general tienden a disminuir mucho su presencia cuando analizamos ventanas de gran tamaño (por ejemplo, la clase 10, que presenta una heterogeneidad media de 0.39, prácticamente desaparece cuando nos fijamos en el mayor tamaño de grano considerado). Las clases con una heterogeneidad intermedia (clases 2, 4, 6, 7) se mantienen más o menos constantes.

	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**
15	7.19	3.79	2.95	7.24	5.91	16.79	13.59	16.84	9.80	15.90
25	10.79	3.76	4.72	4.82	9.83	19.56	12.24	16.18	8.29	9.83
35	12.63	2.94	7.49	4.41	12.78	19.53	13.66	11.60	9.54	5.43
50	13.02	2.86	10.16	2.86	18.49	21.88	11.98	9.64	6.77	2.34
HET	*1.43*	*1.31*	*1.76*	*1.36*	*1.57*	*1.12*	*1.11*	*0.47*	*0.08*	*0.39*

Tabla I.1-15: Porcentaje de ventanas para cada clase de agrupación cluster, a diferente resolución espacial, para la deteccion de la depencia de la escala, y heterogeneidad media interna de las ventanas. (tipología A).

Quizás un análisis de este tipo, podría ser útil ante el problema de la pérdida de información de los tipos de ocupación del suelo al manejar imágenes de satélite, o mapas a pequeña escala cartográfica.

Tipología B:

Para esta escala tipológica, la dependencia de la escala es también clara. Las clases (*cf. tabla I.1-16*) que más cambian con la resolución espacial son 1, 2, 5, y 6. La clase 1, la que más desciende, tiene la menor heterogeneidad interna dentro de las ventanas de agregación. La clase 2, que aumenta considerablemente, presenta una heterogeneidad media.

	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
15	39.1	11.9	13.7	5.51	9.60	7.39	5.81	6.99
25	30.5	16.3	14.4	7.90	11.46	4.24	6.55	8.67
35	24.1	25.8	13.7	7.78	14.68	2.79	4.70	6.46
50	16.7	38.0	10.7	8.07	16.15	2.08	3.91	4.43
HET	*0.12*	*0.69*	*0.96*	*1.40*	*1.26*	*0.40*	*1.17*	*1.01*

Tabla I.1-16: % ventanas de cada clase, a varias resoluciones espaciales, y su heterogeneidad media. Tipología B.

Tipología C:

Para esta tipología, son las clases 2 y 3 las más dependientes de la resolución espacial. *Cf. tabla I.1-17.*

	1	**2**	**3**	**4**	**5**
15	14.62	41.06	12.36	19.01	12.95
25	13.20	31.98	18.98	19.08	16.76
35	13.80	27.02	25.40	17.33	16.45
50	11.72	21.35	35.68	11.98	19.27
HET	*0.61*	*0.14*	*0.75*	*1.18*	*1.02*

Tabla I.1-17: Composición y heterogeneidad de las clases de estructura a distinto grano.

La clase 2, muy homogénea (Heterogeneidad= 0.14), disminuye con la escala espacial; mientras que la clase 3, con una heterogeneidad media, aumenta su presencia cuando se incrementa el tamaño de grano considerado en el estudio.

El resto de las clases de estructura, se mantienen más o menos constantes.

3.2.3.2. EXTENSIÓN

Por problemas técnicos, no se pudo realizar este análisis para la tipología A, sin embargo, a continuación se reflejan los resultados obtenidos para las tipologías B y C.

Se observa en todos los casos (años 1956, 1983 y 1995, a las resoluciones tipológicas B y C) una dependencia de la escala espacial en su componente extensión, muy fuerte, especialmente al principio, cuando el tamaño de la ventanada de análisis creada por CHLOE comienza a aumentar, tendiendo a estabilizarse después.

A las tipologías B y C, se encuentra una dependencia por parte de las clases de estructura obtenidas a partir del análisis cluster, de la escala espacial (de su componente resolución).

Parece que existe una cierta relación positiva entre la heterogeneidad interna de las ventanas de agregación, y la trayectoria de las clases de estructura respecto a la resolución espacial, de forma que las clases más heterogéneas aumentan su presencia al aumentar el tamaño de grano, y viceversa.

Pero ésto necesitaría una comprobación más exhaustiva.

Así mismo, se detecta una dependencia fuerte de los patrones paisajísticos de la extensión espacial, especialmente cuando ésta comienza a aumentar, estabilizandose después la curva.

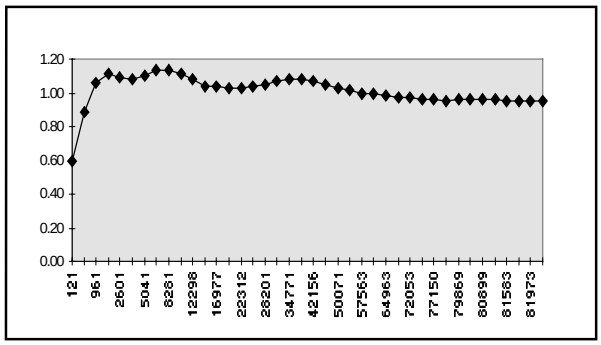


Fig. I.1_19: 1956 (tipologias B-C)

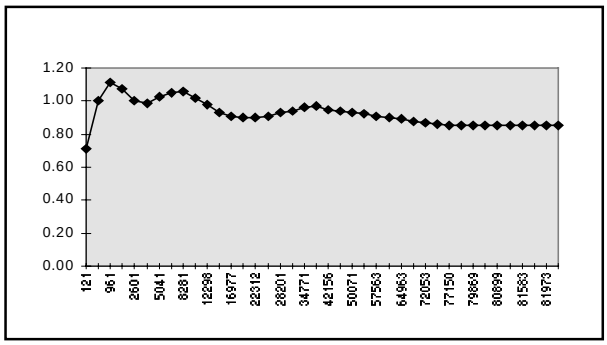


Fig. I.1_20: 1983 (tipologias B-C)

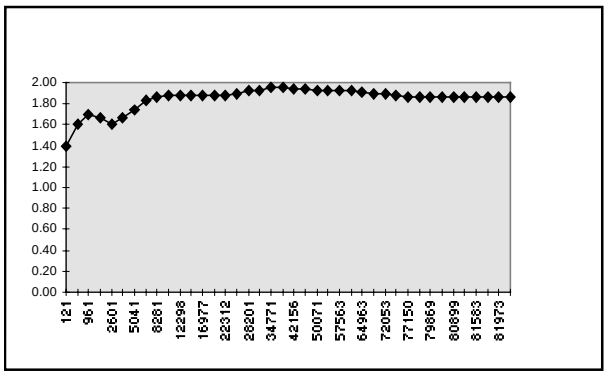


Fig. I.1_21: 1995 (tipologia B)

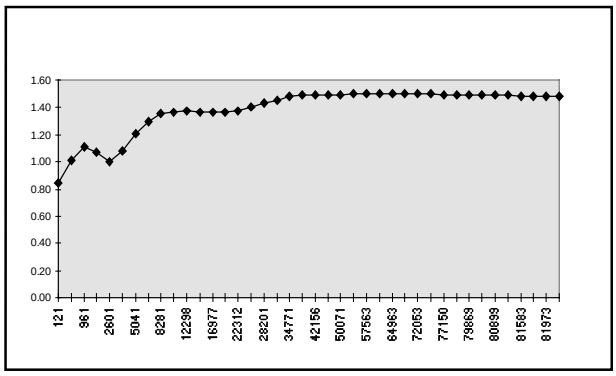


Fig. I.1_22: 1995 (tipologiaC)

Fig. I.1-22: Representación de la heterogeneidad (eje Y) frente al número de pixeles <>0 (eje X), contenidos en una ventana de tamaño creciente, que comienza en el centro de cada mapa, para la detección de la dependencia de la escala espacial (componente extensión) a las tipologías B y C.

3.2.4. MAPAS DE HETEROGENEIDAD

Se elaboraron solamente a la escala tipológica A, a modo de ejemplo, y a todas las resoluciones espaciales utilizadas en este trabajo (15x15, 25x25, 35x35 y 50x50 pixeles) (*cf. fig. I.1-23).*

Desde el año 1956 la heterogeneidad aumenta progresivamente hasta el año 1995, en que registran los mayores valores de heterogeneidad, localizados en torno a los núcleos urbanos.

Los mapas de heterogeneidad dan una buena idea de cómo se reparten espacialmente las unidades paisajísticas reconocidas para cada año. Permiten conocer cuáles son las zonas más y menos heterogéneas al detalle, y las tendencias generales (a mayor tamaño de grano). Si se comparan con los de clases de estructura *(cf. fig I.1-13),* se observa que pese a estar elaborados de forma completamente diferente, efectivamente existe una coincidencia entre las clases de heterogeneidad establecidas en ambos casos. Así, las clases de estructura 1, 3 y 5, las más heterogéneas, corresponden con los valores más elevados de heterogeneidad obteni-

dos en los mapas elaborados en este apartado, y lo contrario ocurre con las clases de estructura más homogéneas (9 y 10).

Los mapas de heterogeneidad dan una buena idea de cómo se reparten espacialmente las unidades paisajísticas, y como varía internamente la heterogeneidad en un paisaje. Pueden ser de utilidad en relación con mapas de distribución de especies.

4. ANALISIS DE LA DINAMICA DEL PAISAJE

Se comparó la evolución de la estructura paisajística, global e interna (a distintas escalas espaciales) en el tiempo para las tres secuencias de mapas, a las tres tipologías definidas en *§ 2.2.*

4.1. EVOLUCION DE LA ESTRUCTURA GLOBAL

4.1.1. MATERIAL Y MÉTODOS

A partir de las *superficies de cada UP* y tomando los mapas dos a dos (períodos 1956-83 y 1983-95, 1956-95), se elaboraron **matrices de transición**, posteriormente transformadas en **histogramas de transición** (BAUDRY *et al.,* 1998). La matriz de transición representa el conjunto de las *tasas de reemplazamiento* o *de transición* (% de sustitución de una unidad por otra en un paisaje); si la tasa es constante, la proporción de superficie ocupada por un tipo de elemento de paisaje tenderá a un equilibrio estable (FORMAN & GODRON, 1986). Los ficheros *.img* (IDRISI), en forma ascii, se exportaron a ACCESS, donde se elaboraron las matrices, y de aquí a EXCEL, donde se construyeron los histogramas.

Se analizó la *evolución de los parámetros* explicativos de la estructura: riqueza, diversidad, equitabilidad, heterogeneidad, redundancia y conectividad, para el período de estudio y para las tipologías A, B y C.

4.1.2. EVOLUCIÓN DE LAS SUPERFICIES OCUPADAS POR LAS UNIDADES PAISAJÍSTICAS

Tipología A

La *fig. I.1-24* y la *tabla I.1-18* muestran el progreso de la superficie de las UP diferenciadas en la *fig. I.1-6* durante los tres años de estudio *(cf. tabla I.1-4, § 2.2).* Así, en el año 1956, se aprecia que las unidades dominantes son el mosaico de cultivos de secano (parcelas cultivadas de viña y cereal principalmente), y los cultivos de regadío (parcelas 0.5 Ha., siste-

ma de riego por pozos), ambos tipos de utilizaciones son de tipo tradicional. La superficie que ocupan es, respectivamente, 54.7% y 19.9%.

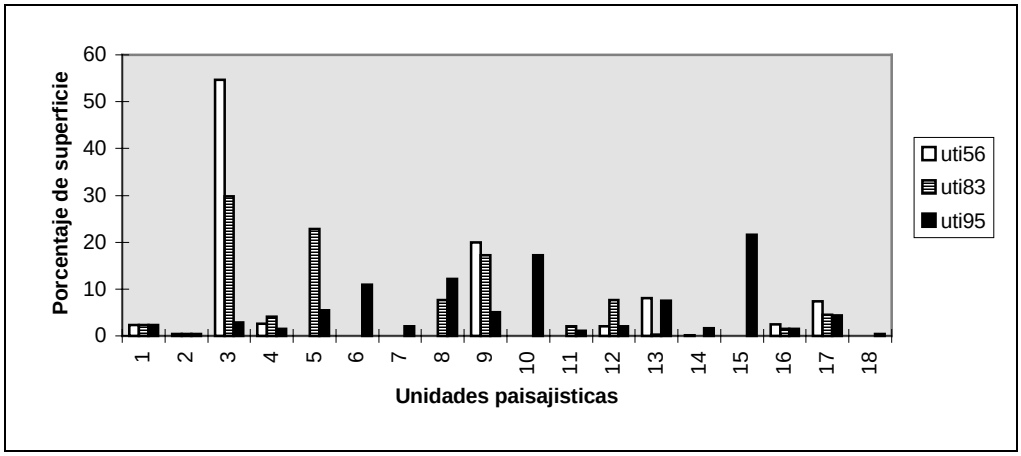


Fig. I.1-24: Porcentaje de superficie ocupada por unidades de paisaje en 1956, 1983, 1995 (tipología A)

UP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	2.32	0.37	54.69	2.57	0	0	0	0	19.9	0	0	2.06	8.08	0.18	0	2.5	7.32	0
1983	2.33	0.37	29.78	4.04	22.85	0	0	7.59	17.16	0	2.04	7.61	0.22	0	0	1.53	4.47	0
1995	2.33	0.37	2.92	1.45	5.47	10.9	2.11	12.16	5.11	17.16	1.04	2.05	7.5	1.59	21.58	1.55	4.35	0.37

Tabla I.1-18: Variación de la ocupación del suelo. Los valores se expresan en porcentaje (tipología A)

LEYENDA: TIPOS DE UNIDADES PAISAJISTICAS. TIPOLOGIA A

1 Zonas urbanas
2 Lagunas
3 Cultivos de secano (X≈ 0.2 Ha.)
4 Cultivos de secano (X≈ 0.4 Ha.), con bosquetes
5 Cultivos de secano (X≈ 2.5 Ha.)
6 Cultivos de secano X≈ 0.2 Ha.+ tierras abandonadas
7 Secano X≈ 0.4 Ha., con bosquetes, y tomillares
8 Secano X≈ 2.5 Ha. con tierras abandonadas
9 Cultivos de regadío por pozos

10 Cultivos de regadío por canales
11 Regadío (pozos) con tomillares
12 « Bocage»
13 Pastizales de fondo de valle.
14 Pastizal con arbolado (*Quercus* sp.)
15 Tomillar (tierras abandonadas)
16 *Quercus pyrenaica* +*Q. faginea*.
17 *Q. rotundifolia* + *Quercus faginea* + *Q. pyrenaica*
18 Cultivo de pinos (*Pinus* sp.).

La *fig. I.1-24* y la *tabla I.1-18* ponen de manifiesto que en **1983**, continúan primando los cultivos, aunque ahora representados por las unidades mosaico de cultivos de secano 0.2 Ha. (su proporción disminuye hasta un 29.8%), cultivos de secano intensivos (22.8%) y cultivos intensivos regados por canales (17.2%). Dominan entonces, las parcelas resultado de la concentración que tuvo lugar a principios de los años 70, y varían las especies cultivadas, disminuyendo las viñas e incrementándose el cereal en el secano, y otros cultivos, como maíz o remolacha, en el regadío por canales.

En **1995**, la situación cambia bruscamente, de forma que ahora dominan los tomillares procedentes de las tierras abandonadas (21.6%), seguidos de los cultivos de regadío intensivos (17.2%) y del mosaico de cultivos de secano con abandono.

Las zonas urbanas, lagunas, prados de siega y pastizales de fondo de valle se mantienen prácticamente constantes a lo largo del período de estudio. Las masas forestales autóctonas, pierden parte de su superficie del año 56 al 83, no variando significativamente de 1983 a 1995.

4.1.3. HISTOGRAMAS DE TRANSICIÓN

Para cuantificar el cambio de usos entre 1956, 1983 y 1995 se realizaron *matrices de transición* (FORMAN & GODRON, 1986) a partir de los «mapas raster». La *tabla I.1-19* y la *fig. I.1-25* muestran los histogramas y matrices para los períodos 56-83, 83-95 y 56-95. De ellas se puede concluir lo siguiente:

Transición de 1956 a 1983 (*Cf. fig. I.1-25.a, tabla I.1-19.a):*

- Los pueblos y las lagunas se mantienen constantes.

- De los cultivos de secano extensivos, una parte se mantienen, y el resto se concentra e intensifica (la mayoría continúa siendo secano, y una menor parte pasa a regadío).

- De los cultivos de regadío por pozos, más del 60% se intensifica, y el resto no varía.

- Los prados de siega y pastizales con arbolado disperso, no cambian significativamente. De los pastizales de fondo valle, un 5% se pone en uso (regadío por pozos).

- El arbolado de *Quercus* sp. pierde parte de su superficie, que pasa a cultivos, en su mayoría contituidos por pequeñas parcelas: las masas de *Q. pyrenaica* y *Q. faginea* localizadas al Norte de la zona de estudio, pasan a cultivos de secano (0.4 Ha.) con bosquetes, a regadío (0.5 Ha.) por pozos, y una menor parte a parcelas intensivas de secano (2.5 Ha.). El arbolado de *Q . pyrenaica*, *Q. faginea* y *Q. rotundifolia* deviene a cultivos de secano, mayoritariamente a pequeñas parcelas intercaladas en bosquetes, y minoritariamente a parcelas de 2.5 Ha.

Transición de 1983 a 1995 (*Cf. fig. I.1-25.b, tabla I.1-19.b):*

- Los pueblos y las lagunas no varían.

- El secano de pequeñas parcelas se reduce mucho (sólo queda un 10%), pasando a tomillares, en su mayor parte y a mosaico de cultivos-abandono. Una pequeña parte se planta con pinos.

- De los cultivos de secano con bosquetes de *Quercus* sp., también un 70% se transforman en tomillares y mosaico cultivos -abandono, pero la proporción es la contraria al caso anterior.

uti56/83	1	2	3	4	5	9	10	12	13	14	16	17
1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	54,24	0,08	38,6	0,07	6,84	0	0,02	0,08	0	0,09
4	0	0	0,9	43,09	43,9	11,49	0	0	0	0	0	0,62
9	0	0	0,1	0	0,36	32,36	67,19	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	1,3	98,7	0	0	0	0
13	0	0	0,15	0	0	5,37	0,27	0,15	94,06	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
16	0	0	0	17,54	6,33	15,25	0	0	0	0	60,89	0
17	0	0	1,03	33,54	5,23	0	0	0	0	0	0	60,19

Fig. I.1_19.a: Matriz de transición para el período 1956-83

uti83/95	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	9,7	0	0	36,49	0	0,16	0,03	0	0	0	0,05	1,9	50,84	0,05	0	0,78
4	0	0	0	35,91	0	0	52,1	2,44	0	0	0	0	0	2,17	6,99	0,3	0,06	0
5	0	0	0,12	0	23,66	0,1	0,01	52,22	0	0	0	0	0	3,14	20,66	0,06	0,03	0
9	0	0	0	0	0	0,06	0	0,06	67,25	0	13,72	0	0,11	0	18,79	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99,76	0	0	0	0	0	0,24
13	0,02	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0,08	98,14	0	0	0	0	1,75
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97,25	2,75	0	0	0
16	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	98,8	0	0
17	0	0	0	0	0,95	0,11	0	1,85	0	0	0	0	0	0	0,08	0	97	0

Fig. I.1_19.b: Matriz de transición para el período 1983-95

uti56/95	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0,01	0	5,33	0	8,52	19,91	0,02	20,92	0,02	6,84	0,04	0	0,04	2,42	35,36	0,05	0,1	0,4
4	0	0	0	34,03	19,55	0,05	5,65	18,7	0	0	0,33	0	0	3,42	17,66	0	0,62	0
9	0	0	0	0	0	0,02	0	0,01	23,69	67,19	3,76	0	0,04	0	5,29	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,3	0	98,46	0	0	0	0	0	0,24
13	0,02	0	0	0	0	0,02	0	0	2,14	0,27	3,23	0,23	92,31	0	0	0	0	1,79
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	96,62	3,38	0	0	0
16	0	0	0	5,75	7,06	0	0	0	8,67	0	0	0	0	0	17,88	60,64	0	0
17	0	0	0	5,93	1,73	0,07	26,68	3,26	0	0	0	0	0	0	3,86	0	58,46	0

Fig. I.1_19.c: Matriz de transición para el período 1956-95

Tabla I.1-19: Matrices de transición para los períodos 1956-83, 1983-95 y 1956-95.

1 Zonas urbanas
2 Lagunas
3 Cultivos de secano (X≈ 0.2 Ha.)
4 Cultivos de secano (X≈ 0.4 Ha.), con bosquetes
5 Cultivos de secano (X≈ 2.5 Ha.)
6 Cultivos de secano X≈ 0.2 Ha.+ tierras abandonadas
7 Secano X≈ 0.4 Ha., con bosquetes, y tomillares
8 Secano X≈ 2.5 Ha. con tierras abandonadas
9 Cultivos de regadío por pozos

10 Cultivos de regadío por canales
11 Regadío (pozos) con tomillares
12 « Bocage»
13 Pastizales de fondo de valle.
14 Pastizal con arbolado (*Quercus* sp.)
15 Tomillar (tierras abandonadas)
16 *Quercus pyrenaica* +*Q. faginea*.
17 *Q. rotundifolia* + *Quercus faginea* + *Q. pyrenaica*
18 Cultivo de pinos (*Pinus* sp.).

- El secano de grandes parcelas pasa principalmente a mosaico con tomillares, y a tomillares.

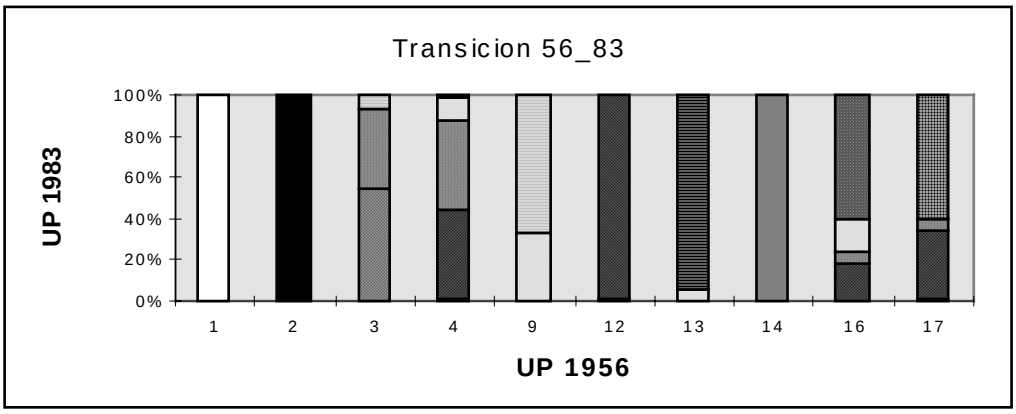


Fig. I.1_25.a

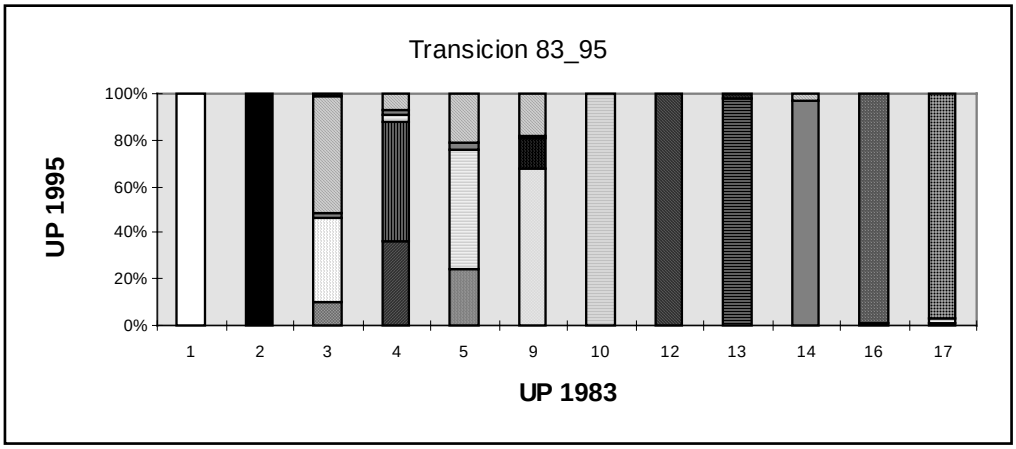


Fig. I.1_25.b

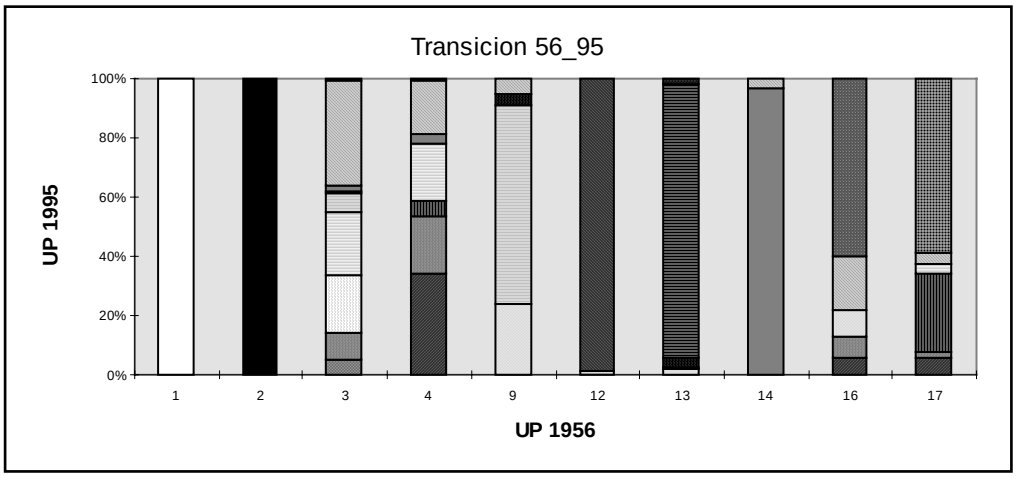


Fig. I.1_25.c

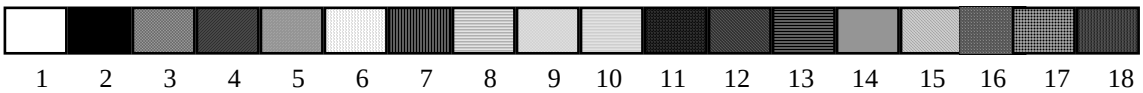


Fig.I.1-25: Histogramas de transición a la tipología A

- El regadío por pozos se mantiene en más del 65% , el resto se abandona, la mitad a tomillar y la mitad a mosaico.

- El regadío por canales, el «bocage» y el pastizal con arbolado, no cambian su superficie. De los pastizales de fondo de valle, sólo algo menos de un 2% varía a cultivo de pinos.

- De las masas forestales, una pequeña parte pasa a grandes parcelas de cultivos, consecuencia de la intensificación agrícola. El resto se mantiene.

- Los tomillares, provienen de las parcelas de secano 0.2 Ha., en un 70%, del secano intensivo, en un 20%, del regadío 0.5 Ha. y en mucha menor medida del secano tradicional con bosquetes.

- Las plantaciones de pinos proceden del secano 0.2 Ha. (más del 60%), y de los pastizales de valle.

Transición de 1956 a 1995 (*Cf. fig. I.1-25.c, tabla I.1-19.c):*

- Los pueblos y las lagunas, no varian a lo largo del período de estudio.

De los cultivos de secano con un tamaño de parcela 0.2 Ha. que se encontraban en 1956, sólo resta como tal el 5%. El 20% de ellos, es ahora mosaico con tomillar. El 30%, se concentró y de ese porcentaje esta el 9% en uso, y el 21% en mosaico con tomillar. El 7% se concentró y se pasó a regadío por canales. El 35% es un 1995 tomillar procedente del abandono de tierras de cultivo. El 0.4% se plantó con pinos, y el 2% es pastizal con arbolado disperso.

- De los cultivos tradicionales de secano (tamaño de parcela 0.4 Ha.) con bosquetes de *Quercus* sp., que encontrábamos en 1956, se mantiene el 34%, y el 38% se concentra, despareciendo los bosquetes, de esta cantidad el 20% continúa en uso, y el 18% se abandona parcialmente (mosaico). El 5.5% pasa a mosaico con tomillar, y el 17.7% a tomillar. El 3.5% deviene pastizal con arbolado.

- De los cultivos de regadío por pozos, permanece el 23.6%, el 67.2% se intensifica, el 3.8% se abandona parcialmente y el 5.2% totalmente. El «bocage» se mantiene casi igual, a excepción de una pequeña proporción que se convierte en cultivos de regadío.

- De los pastizales de fondo de valle, cambian su uso a plantación de pinos un 1.79%, y a cultivos de regadío de parcelas 0.5 Ha. un 5.4%, de los que se abandona parcialmente un 3.23%

- Pastizal con arbolado, una parte pasa a tomillar.

- Del arbolado de *Quercus faginea* y *Q. pyrenaica*, sólo permanece el 60.3% de la superficie ocupada en 1956. Del resto, en 1995, el 5.8% son cultivos de secano 0.2 Ha. con bosquetes de *Quercus* sp., el 7% cultivos intensivos de secano (parcela 2.5 Ha.), el 9.1% cultivos extensivos de regadío, y el 17.8% tomillar prcedente del abandono de tierras.

- Del arbolado de *Quercus faginea, Q.pyrenaica* y *Q. rotundifolia*, se mantiene el 58.5%. En 1995, el 6% son cultivos extensivos de secano (tamaño de parcela 0.2 Ha.) con cultivos extensivos de secano con bosquetes de *Quercus* sp., el 1.7% cultivos intensivos de secano, el 26.6% cultivos tradicionales de secano con bosquetes de *Quercus* sp. parcialmente abandonados, el 3.2% secano intensivo parcialmente abandonado, y el 3.9% tomillar.

- Los tomillares provienen de los cultivos de secano de pequeñas parcelas con y sin bosquetes, e intensivos; así como de los cultivos de regadío por pozos. Los cultivos intensivos de regadío (parcela≈ 4 Ha.), por ser los más productivos, no se abandonan.

- Las plantaciones de pinos ocupan el lugar de antiguos cultivos de secano y pastizales.

Tipologías B y C:

El área de estudio es una zona de uso históricamente agrícola, la unidad de paisaje dominante son los cultivos *(cf. fig. I.1-26-27):*

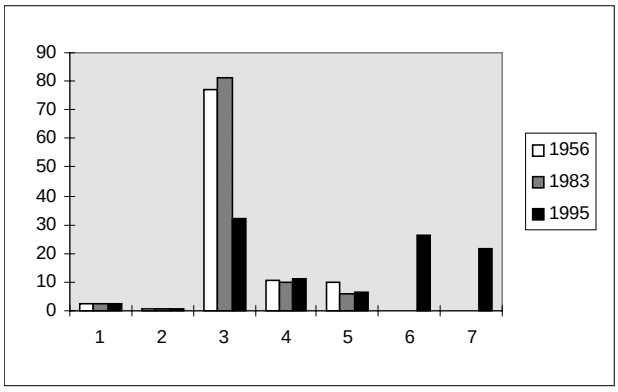


Fig. I.1-26.a: Tipología B

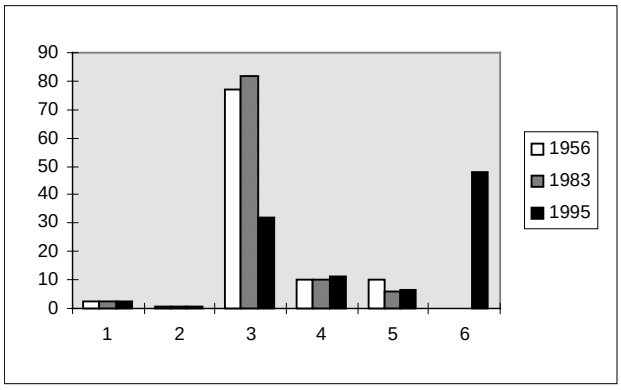


Fig. I.1-26.b: Tipología C

Escala B: 1 pueblos, 2 lagunas, 3 cultivos, 4 pastizales, 5 masas forestales, 6 cultivos-abandono, 7 tomillares
Escala C: 1 pueblos, 2 lagunas, 3 cultivos, 4 pastizales, 5 masas forestales, 6 abandono

	1956	**1983**	**1995**
Pueblos	2.32	2.33	2.33
Lagunas	0.37	0.37	0.37
Cultivos	77.16	81.42	32.11
Pastizales	10.32	9.88	11.13
Masas forestales	9.82	6	6.26
Abandono-cultivos	0	0	26.22
Abandono	0	0	21.58

Tabla I.1-20.a: Tipología B

	1956	**1983**	**1995**
Pueblos	2.32	2.33	2.33
Lagunas	0.37	0.37	0.37
Cultivos	77.16	81.42	32.11
Pastizales	10.32	9.88	11.13
Masas forestales	9.82	6	6.26
Abandono	0	0	47.80

Tabla I.1-20.b: Tipología C

En las *tablas I.1-20.a. b* se aprecia como en el año 1956, el 77.1% de la superficie estaba ocupado por esta unidad. En 1983, se intensifica el uso agrícola y la superficie cultivada aumenta hasta un 81.4% del total. En 1995, la superficie en uso agrícola cae bruscamente de

forma que sólo resta un 32.1%, permaneciendo solamente una gran zona en uso y otras más pequeñas alrededor de los pueblos, para autoconsumo de sus habitantes. La causa es el abandono de tierras que se produce de forma bastante generalizada, propiciado por la reforma de la P.A.C. Se pueden diferenciar dos grados de abandono: intermedio (mosaico de cultivos+abandono), que como muestra la *figura I.1-27.a*, ocupa un 21.6%, y total (tomillares de varias Ha.), que supone un 26.2%.

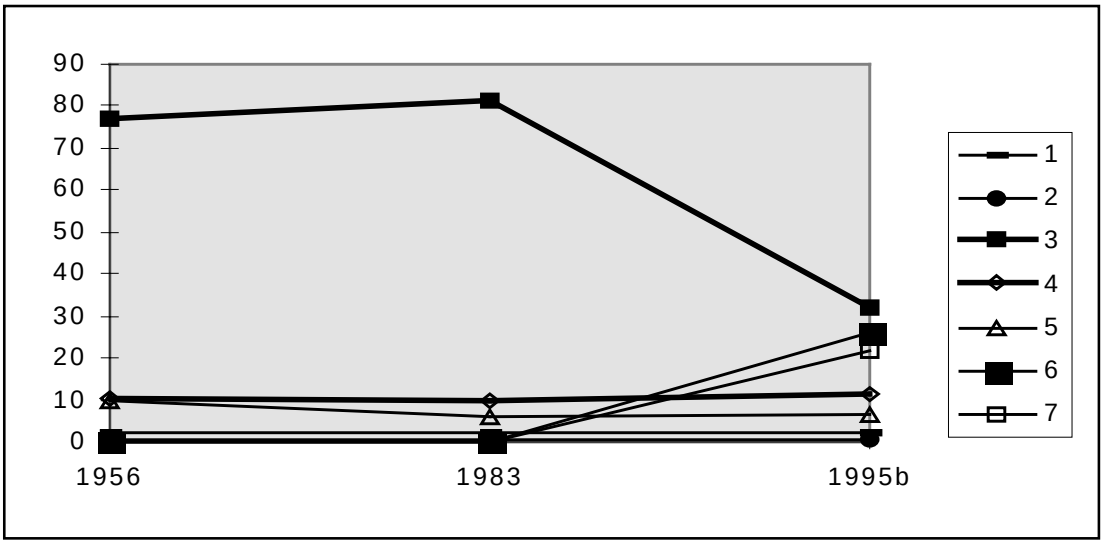


Fig. I.1_27.a: Tipologia B (*Leyenda*: 1 pueblos, 2 lagunas, 3 cultivos, 4 pastizales, 5 masas forestales, 6 mosaico cultivos-abandono, 7 tomillares)

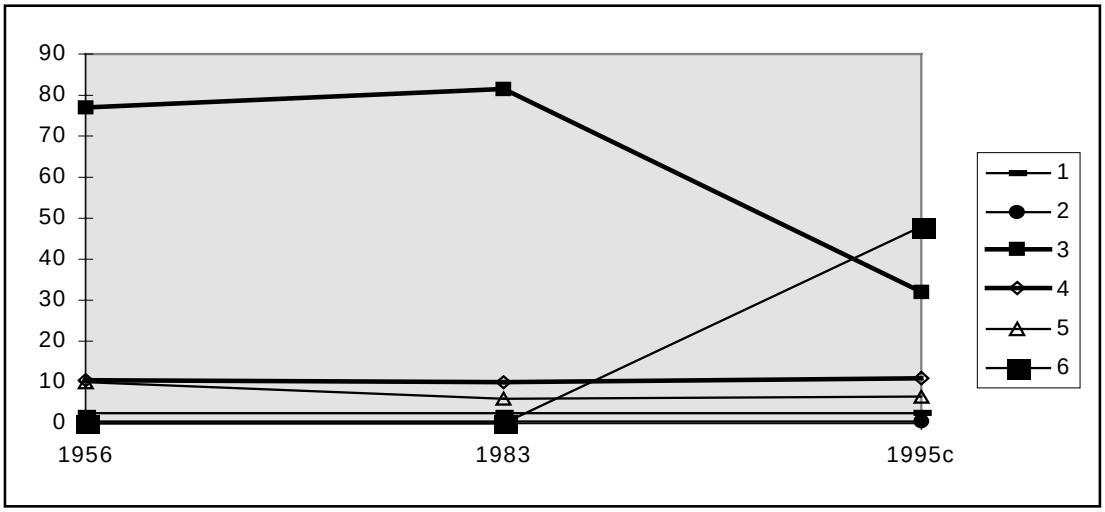


Fig. I.1_27.b: Tipologia C (*Leyenda*: 1 pueblos, 2 lagunas, 3 cultivos, 4 pastizales, 5 masas forestales, 6 abandono)

Fig. I.1-27: Variación del porcentaje de superficie ocupado por cada UP entre 1956 y 1995, a las tipologías B y C

- La superficie ocupada por pueblos y lagunas se mantiene constante.

- Los pastizales de fondo de valle y prados de siega no varían significativamente del 56 al 83, incrementándose en un 1.3% en 1995.

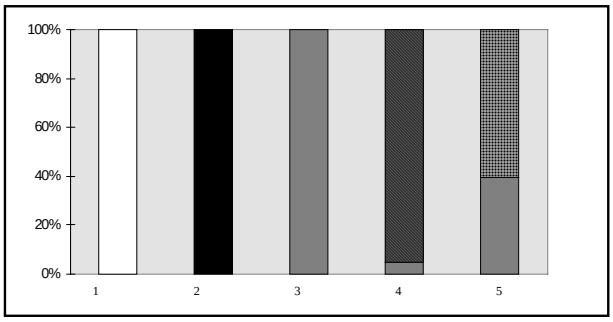


Fig. I.1_28.a: Transición 56/83 (tipologías B y C)

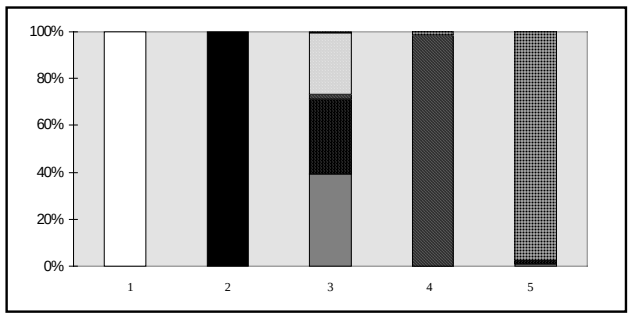


Fig. I.1_28 b: Transición 83/95 (tipología B)

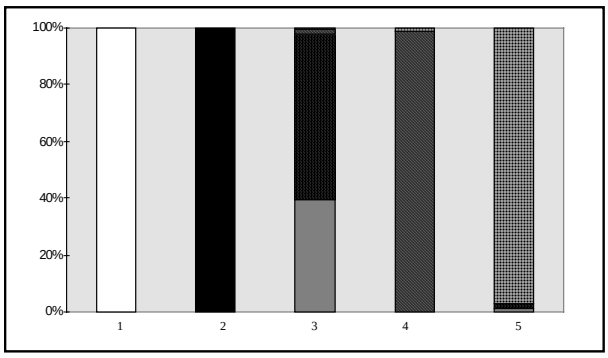


Fig. I.1_28c: Transición 83/95 (tipología C)

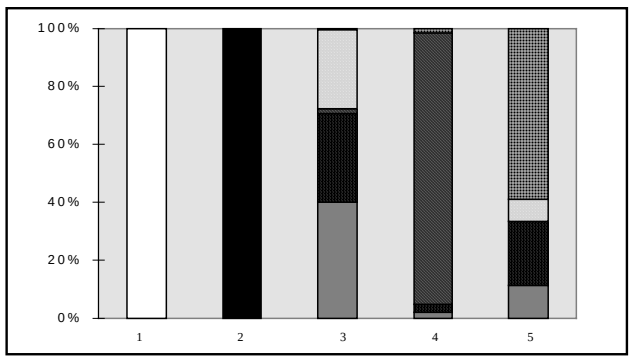


Fig. I.1_28.d: Transición 56/95 (tipología B)

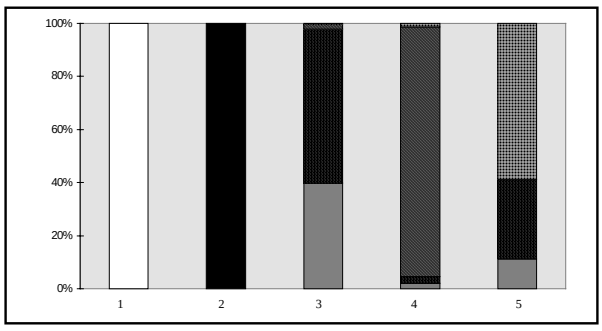


Fig. I.1_28.e: Transición 56/95 (tipología C)

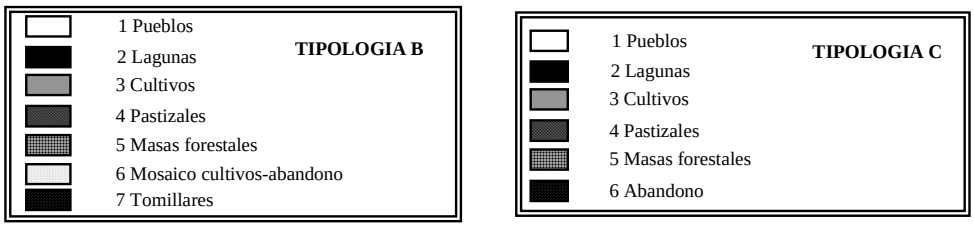


Fig. I.1-28: Histogramas de transición para los períodos 1956-1983, 1983-1995 y 1956-1995. La figura muestra el porcentaje que permanece invariable y el que es sustituido, para cada unidad de paisaje.

- Las masas forestales que constituían un gran corredor en 1956 ocupando un 9.8% del total, en 1983 pasan al 6%, al fragmentarse el corredor por las nuevas roturaciones consecuencia de la intensificación agrícola. En 1995 se ha recuperado un 0.3 %.

La *fig. I.1-28*, representa los **histogramas correspondientes a las matrices de transición** (*tabla I.1-19)* para los períodos 1956-83, 1983-95, y 1956-95, a las tipologías B y C.

uti56/83	1	2	3	4	5
1	100	0	0	0	0
2	0	100	0	0	0
3	5	0	99.84	0.06	0.09
4	0	0	4.79	95.21	0
5	0	0	39.63	0	60.37

Tabla I.1_21.a

1= Pueblos
2=Lagunas
3=Cultivos
4=Pastizales
5=Masas forestales
6=Mosaico cultivos-abandono
7=Abandono

TIPOLOGIA B

1= Pueblos
2=Lagunas
3=Cultivos
4=Pastizales
5=Masas forestales
6=Mosaico cultivos-abandono

TIPOLOGIA C

uti83/95b	1	2	3	4	5	6	7
1	100	0	0	0	0	0	0
2	0	100	0	0	0	0	0
3	0	0	39.36	1.71	0.34	32.09	26.49
4	0.01	0	0	98.52	1.39	0.01	0.06
5	0	0	1.02	0	97.46	1.46	0.06

Tabla I.1_21..b

uti83/95c	1	2	3	4	5	6
1	100	0	0	0	0	0
2	0	100	0	0	0	0
3	0	0	39.36	1.71	0.34	58.58
4	0.01	0	0	98.52	1.39	0.07
5	0	0	1.02	0	97.42	1.52

Tabla I.1_21..c

uti56/95b	1	2	3	4	5	6	7
1	100	0	0	0	0	0	0
2	0	100	0	0	0	0	0
3	0.01	0	39.91	1.87	0.41	30.79	27.01
4	0.01	0	2.15	93.79	1.45	2.54	0.06
5	0	0	11.18	0	59.02	22.37	7.43

Tabla I.1_21..d

uti56/95c	1	2	3	4	5	6
1	100	0	0	0	0	0
2	0	100	0	0	0	0
3	0.01	0	39.91	1.87	0.41	57.80
4	0.01	0	2.15	93.79	1.45	2.60
5	0	0	11.18	0	58.94	29.80

Tabla I.1_21. e

Tabla I.1-21: Matrices de transición. La tabla a es común a las tipologías B y C; b y c corresponden a la tipología B; d y e, a la tipología C.

En la *fig. I.1-28.a* y en la *tabla I.1-21.a* se puede apreciar como para el *período 56-83*, la extensión de los pueblos y lagunas no varía. En cambio, la superficie agrícola se incrementa en detrimento del 40% de las masas forestales, y de forma menos considerable, a partir de un 5% de los pastizales.

- La *transición de 1983 a 1995*, se refleja en la *fig. I.1-28.b*, y en la *tabla I.1-21.b* (para la tipología B), y en la *fig. I.1-28.c*, y *tabla I.1-21.c (*para la tipología C). La superficie cultivada disminuye considerablemente pasando mayoritariamente a abandono (un grado para la tipología C, y dos, para la tipología B), y una pequeña parte a pastizales. Las masas forestales, prácticamente se mantienen constantes aunque una pequeña parte se pone en cultivo (de aquí la mitad se abandona). De los pastizales, un pequeño porcentaje pasa a masa arbórea. Es en este período 83-95, donde se producen variaciones más bruscas en el cambio de usos.

Las *fig. I.1-28.d.e*, y las *tablas I.1-21.d.e*, representan el *cambio entre 1956 y 1995*, para las tipologías B y C. De ellas podemos extraer un resumen de los acontecimientos:

- La estabilidad de los pueblos y lagunas

- En cuanto a los pastizales, más de un 90% permanece intacto, el resto evoluciona a masas forestales o a cultivos, de los que una parte se abandonan.

- El mantenimiento de sólo un 40% de los cultivos, el resto se abandona en su mayoría.

- Las unidades mosaico-abandono y abandono total, provienen de los cultivos de 1956, de los que el 50% se abandonan totalmente, y el otro 50% pasa a mosaico cultivos-abandono) y de los cultivos «robados» al bosque en el período 56-83 (la mayoría se abandonan totalmente).

- Las masas arbóreas se mantienen en un 60%, el 40% restante pasa a cultivos (10% en uso y 40% abandonados en sus dos grados).

Los histogramas de transición son muy buenos para conocer la dinámica a escala global, son sencillos de elaborar y aportan mucha información. La tipología A es la más esclarecedora porque permite obtener más detalle del cambio de usos de las tierras.

4.1.4. VARIACIÓN DE LOS PARÁMETROS

La *tabla I.1-22* muestra la dinámica cuantitativa del paisaje a la *tipología A*: La riqueza (n° UP) se incrementa considerablemente desde el año 1956 al 1995. La heterogeneidad y la diversidad también aumentan con el paso del tiempo pero de forma más suave, siendo mayor la primera que la segunda. Así mismo, la equitabilidad (o uniformidad) crece de forma ligera, mientras que la redundancia disminuye sensiblemente con el paso del tiempo. En conclusión, durante el período de estudio se diversifican las UP y su posición espacial, y el paisaje se vuelve cada vez menos redundante (cuanto más próximo a 0 es el valor de este parámetro, más heterogéneo es el patrón y más se aproxima a la heterogeneidad máxima) y más uniforme (un paisaje es más diverso cuando su valor de equitabilidad es próximo a 1, valor que se obtendría cuando la diversidad fuese igual a la diversidad máxima).

	Riqueza	**Diversidad**	**Uniformidad**	**Heterogeneidad**	**Redundancia**
1956	10	2.07	0.62	2.45	0.63
1983	12	2.78	0.78	3.22	0.55
1995	18	3.47	0.83	4	0.52

Tabla I.1-22: Evolución en el tiempo de los parámetros relativos a las relaciones entre los elementos del paisaje, a la tipología A.

La variación de los índices de cuantificación del paisaje a la *escala tipológica B*, se observa en la *tabla I.1-23*. La riqueza no varía entre 1956 y 1983, aumentando de 5 a 7, en 1995. Como en el caso anterior, la heterogeneidad es mayor que la diversidad, pero en general, los valores obtenidos para estos parámetros son menores que a la tipología A. Entre 1956 y 1983, el paisaje disminuye su diversidad al hacerse más dominante una de las unidades (los cultivos) y menos heterogéneo, para aumentar después, en 1995, al aparecer dos nuevas UP.

Redundancia es mayor que uniformidad durante el primer período considerado, invirtiéndose en el segundo.

	Riqueza	Diversidad	Uniformidad	Heterogeneidad	Redundancia
1956	5	1.11	0.48	1.37	0.7
1983	5	0.97	0.42	1.23	0.74
1995	7	2.27	0.81	2.68	0.52

Tabla I.1-23: Evolución en el tiempo de los parámetros derivados de la T° de la información a la tipología B.

A la *tipología C* (*tabla I.1-24)*, la situación es similar que para la tipología B, aunque los valores son un poco menores, al presentar una riqueza más pequeña.

	Riqueza	Diversidad	Uniformidad	Heterogeneidad	Redundancia
1956	5	1.11	0.48	1.37	0.7
1983	5	0.97	0.42	1.23	0.74
1995	6	1.79	0.69	2.15	0.58

Tabla I.1-24: Parámetros descriptivos de la relación entre los elementos del paisaje, y su variación en el tiempo (1956-1995), a la escala tipológica C.

La evolución de los parámetros en el tiempo varía en función de la escala tipológica, es diferente para la tipología A respecto de B y C.

4.2. APROXIMACION PLURIESCALAR (*ESCALA ESPACIAL Y TEMPORAL)*

En este apartado se explican los resultados obtenidos en el análisis pluriescalar de la dinámica estructural del paisaje: los tipos de trayectorias de cambio, las variaciones de la heterogeneidad, el test de Küllback para conocer si las clases de estructura cambian significativamente en el tiempo, las dependencias de la escala temporal, y la disimilaridad de las ventanas de análisis.

4.2.1. MATERIAL Y MÉTODOS

*** Dinámica temporal del paisaje a distintas resoluciones espaciales**

- Se analizaron las *trayectorias de cambio del paisaje en el tiempo,* siguiendo la metodología utilizada en BUREL & BAUDRY (1990) y BAUDRY (1992). Para ello, se utilizó como base el espacio factorial de referencia creado a partir de todos los datos, a todas las escalas espaciales, para todos los años (ver *§3.2.1*). Se obtuvieron clases de trayectorias de cambios mediante un análisis cluster (ADDAD), a partir de la puntuación factorial obtenida por cada ventana, cada año. Tomando las escalas espaciales por separado (ventanas de 15, 25, 35, 50 pixeles de lado), se representó esta tipología, en una serie de mapas elaborados del mismo modo que en *§ 3.2.2*.

- Se representó la *variación de la heterogeneidad* a lo largo del período de estudio, a las distintas resoluciones espaciales y tipologías.

- Con el objeto de testar si las variaciones de la dinámica del paisaje eran significativas a la escala espacial, se utilizó el *criterio de Kullback* (1959) *en* BAUDRY (1985).

*** Dependencia de la escala:**

- Para detectar la posible existencia de *niveles de organización y de transferencias de escala*, se representó la *varianza del cambio medio anual* frente a la *resolución espacial*, una ruptura en la pendiente varianza/escala indica un cambio de nivel de organización (WIENS, 1989; O'NEILL *et al.*, 1991; BAUDRY, 1992c). Para ello, se calculó la distancia Euclidiana (*cf.* BENZECRI, 1984) para cada ventana, de su posición entre dos puntos en el tiempo (períodos 1956-83, 1983-95, 1956-1995). $D=SQR[(x^2-x^1)^2+(y^2-y^1)^2+(z^2-z^1)^2]$, siendo x, y, z las coordenadas de cada ventana en el espacio factorial. Si existe una relación estadística entre la escala y las variables analizadas, es posible realizar *transferencias de escala*, es decir estimar el valor medio del fenómeno a una escala a partir de los valores obtenidos a otra (BAUDRY, 1992c).

*** Disimilaridad de las ventanas de análisis:**

- Con la finalidad de conocer la disimilaridad de las ventanas en el período de estudio, a las diferentes resoluciones espaciales, se representó la distancia Euclídea media de las ventanas de agregación al baricentro de cada año, frente al tiempo. El *centro de gravedad* o *baricentro* de un sistema de puntos provistos de masa es una generalización espacial de la noción de media (BENZECRI, 1984).

4.2.2. DINÁMICA TEMPORAL DE LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE A DISTINTAS RESOLUCIONES ESPACIALES

4.2.2.1. TRAYECTORIAS DE CAMBIO

Tipología A

Partiendo de la puntuación factorial de cada ventana en cada año, se realizó una clasificación jerárquica ascendente con el objeto de obtener clases de cambio en el paisaje, cuyo resultado se refeja en el dendrograma de la *fig. I.1-29.*

La descripción de las categorías es la siguiente:

Clase 1: Mixta, compuesta principalmente por cultivos de secano tradicionales muy importantes en 1956, que disminuyen hasta desaparecer en 1983; cultivos de secano con bos-

quetes de Quercus sp. que se incrementan suavemente entre 1956 y 1983, descediendo después hacia 1995; cultivos de secano intensivos que aumentan mucho en 1983, y caen en 1995; secano (parcela 0.4 Ha.) con bosquetes y parcelas abandonadas, y mosaico de secano intensivo con abandono, que aparecen en el período 1983-95 creciendo mucho; pastizal con arbolado disperso que se amplifica entre 1983 y 1995; masas forestales de Quercus pyrenaica + Q. faginea, y de Quercus pyrenaica + Q. faginea + Q. pyrenaica que disminuyen en el primer período y luego prácticamente no varían. (cf. tabla I.1-25)

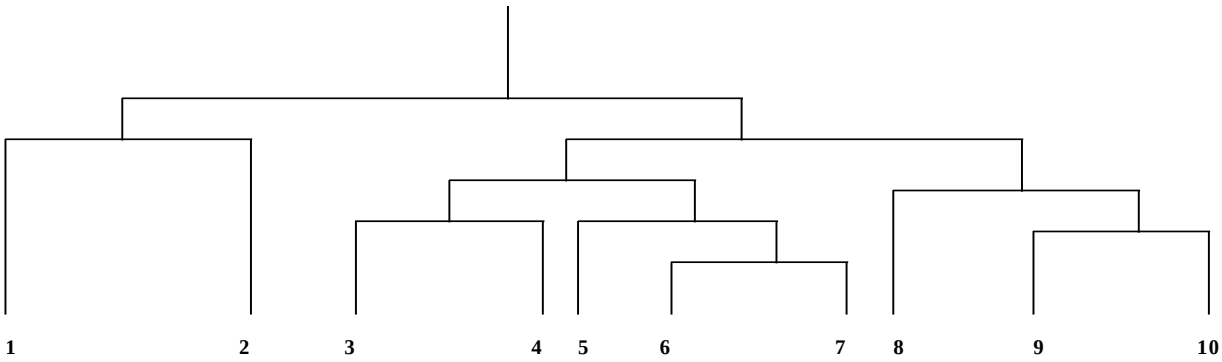


Fig. I.1-29: Clases de cambio en el espacio factorial, obtenidas para la tipología A, a partir de un análisis cluster.

Clase1	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	0	3.1	220.6	82.4	0	0	0	0	8.3	0	0	0	31.1	0.2	0	14.5	257.8	0
1983	0	3.1	24.1	146.2	244.7	0	0	0	17.7	0	0	0	31.1	0.2	0	9	142.0	0
1995	0	3.1	0	55.9	76.5	5.7	84.7	133.8	0.9	0	3	0	31.1	21.4	55.0	8.7	138.2	0

Tabla I.1-25: N° medio de ventanas de cada tipo de UP, para cada año, para la clase de cambio 1 (tipología A)

1 Zonas urbanas
2 Lagunas
3 Cultivos de secano (X≈ 0.2 Ha.)
4 Cultivos de secano (X≈ 0.4 Ha.), con bosquetes
5 Cultivos de secano (X≈ 2.5 Ha.)
6 Cultivos de secano X≈ 0.2 Ha.+ tierras abandonadas
7 Secano X≈ 0.4 Ha., con bosquetes, y tomillares
8 Secano X≈ 2.5 Ha. con tierras abandonadas
9 Cultivos de regadío por pozos

10 Cultivos de regadío por canales
11 Regadío (pozos) con tomillares
12 « Bocage»
13 Pastizales de fondo de valle.
14 Pastizal con arbolado (*Quercus* sp.)
15 Tomillar (tierras abandonadas)
16 *Quercus pyrenaica* +*Q. faginea*.
17 *Q. rotundifolia* + *Quercus faginea* + *Q. pyrenaica*
18 Cultivo de pinos (*Pinus* sp.).

Clase 2: Cultivos de secano (parcelas 0.2 Ha.) que decrecen de forma constante desde 1956 hasta 1995; cultivos de secano con bosquetes de *Quercus* sp. que aumentan suavemente entre 1956 y 1983, y descienden bruscamente en 1995; cultivos de secano intensivos que alcanzan gran importancia en 1983, y caen en 1995; mosaico de cultivos de secano (parcelas 0.2, 0.4, 2.5 Ha.) con abandono, que aparecen después de 1983 incrementándose mucho en 1995; pastizales de fondo de valle que no varían; pastizal con arbolado disperso que se amplifica en el período 1983-95; tomillares que aparecen en 1983, potenciándose mucho hasta 1995; matorral con arbolado de *Quercus pyrenaica + Q. faginea* que no cambia, y arbolado de

Quercus pyrenaica + Q. faginea + Q. pyrenaica que disminuye suavemente en el primer período y luego prácticamente no varían. *(cf. tabla I.1-26)*

Clase 2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	4.25	1.3	466.2	52.1	0	0	0	0	19.3	0	0	0.7	82.8	7.2	0	23.2	186.6	0
1983	4.25	1.3	208.9	61.6	295.0	0	0	0	24.3	0	0	0.7	82.7	7.2	0	23.2	134.4	0
1995	4.25	1.3	1.2	14.9	48.5	71.3	40.5	154.3	4	0	8.1	0.7	83	32.3	226	23.3	129.9	0

Tabla I.1-26: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°2 (tipología A)

Clase 3: Caracterizada por cultivos de secano 0.2 Ha. que disminuyen suavemente entre 1956 y 1983, y luego mucho más en 1995; pueblos invariables; cultivos de secano intensivos que aumentan bastante en 1983 y luego caen en 1995; mosaico de secano 0.2 Ha. con parcelas abandonadas, tomillares, y masas forestales de Quercus pyrenaica y Q. faginea, que crecen mucho entre 1983 y 1995; pastizales de fondo de valle y «bocage» que no cambian; y cultivos de regadío por pozos que se mantienen más o menos constantes entre 1956 y 1983, descendiendo un poco en 1995 (ver tabla I.1-27).

Clase 3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	89.6	2.7	481.3	1.4	0	0	0	0	121	0	0	48.9	98.1	1.5	0	4.3	0.1	0
1983	89.9	2.7	370.4	0.5	110.8	0	0	0	121.2	2.2	0	48.9	96.1	1.8	0	4.3	0	0
1995	89.9	2.7	93.8	0.4	6.4	113.1	0	79	90.6	2.2	11.2	49.3	95.6	2.8	199.4	4.3	0	8.2

Tabla I1-27: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°3 (tipología A)

Clase 4: Cultivos de secano de uso tradicional que disminuyen ligeramente hasta 1983, y muy fuertemente hasta 1995; regadío 0.5 Ha. que desciende bastante en 1983 y luego más suavemente en 1995; regadío por canales, que aumenta mucho en 1983, y luego se mantiene constante hasta 1995; pastizales de fondo de valle que decrecen un poco entre 56-83; mosaico de secano y regadío 0.5 Ha. con abandono, y tomillares, que se amplian desde 1983 a 1995; «bocage» constante (*cf. tabla I.1-28)*.

Clase 4	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	113.2	4.6	303.2	0	0	0	0	0	378	0	0	132.6	200	0	0	0.1	1.9	0
1983	113.2	4.6	258.4	0	34	0	0	0	113.9	337.1	0	130.1	140.3	0	0	0.1	1.9	0
1995	113.2	4.6	5.8	0	0.1	83.1	0	18.9	70.6	337.1	43.1	130.1	140.3	1.4	183.3	0.1	1.9	0

Tabla I.1-28: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°4 (tipología A)

Clase 5: Secano (pequeñas parcelas), que disminuye mucho y de forma constante entre 1956 y 1995; cultivos de secano concentrados, que se incrementan bastante en 1983, para descender en el 95; pastizales de fondo de valle que no se alteran; secano sin bosquetes con algunas parcelas abandonadas, tomillares y pinares, que se incrementan masivamente entre 1983 y 1995) (cf. tabla I.1-29).

Clase 5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	13.9	1.7	835.6	10.2	0	0	0	0	12.9	0	0	15.5	103.6	1.3	0	13.4	15.2	0
1983	14.1	1.7	473.2	2.0	370.8	0	0	0	11.1	1.8	0	15.5	103.3	2.9	0	13.4	13.5	0
1995	14.1	1.7	44.7	0	96.4	220.5	0.7	189.2	9.9	1.8	0	15.4	99.6	12.4	279	13.5	13	11.6

Tabla I.1-29: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°5 (tipología A)

Clase 6: Los cultivos de secano de cereal y viñas disminuyen un poco en el primer período, y mucho más rápidamente hacia 1995; el secano intensivo, tiene un pico en 1983; los tomillares y pinares aumentan en el segundo período (*cf. tabla I.1-30).*

Clase 6	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	2.3	0.6	384.6	1.1	0	0	0	0	45	0	0	5.1	40.7	0.9	0	1.1	0.7	0
1983	2.3	0.6	293.6	1	91.5	0	0	0	42.8	1.8	0	5.1	40.6	1.2	0	1.1	0.6	0
1995	2.3	0.6	16.2	0.5	20.6	91.4	0.2	36.4	30.9	1.8	5.9	5.1	38.5	5.3	221.7	1.1	0.6	3.1

Tabla I.1-30: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°6 (tipología A)

Clase 7: Los cultivos de secano constituidos por parcelas 2.5 Ha. aumentan mucho hasta 1983, y descienden otra vez fuertemente hacia 1995; los cultivos de secano tradicionales caen muy fuertemente en 1983, y no se recuperan; en el segundo período, se observa un importante crecimiento de la unidad mosaico de secano intensivo con parcelas abandonadas (cf. tabla I.1-31).

Clase 7	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	0	1.7	352.5	1.7	0	0	0	0	2.5	0	0	0	16.4	0	0	0.5	0.6	0
1983	0	1.7	14	1.6	338.3	0	0	0	1.8	0.6	0	0	16.4	0.4	0	0.5	0.4	0
1995	0	1.7	1.2	0	38.6	6.0	0.1	238.5	1.8	0.6	0	0	16.4	3.7	66.4	0.5	0.3	0

Tabla I.1-31: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°7 (tipología A)

Clase 8: El regadío por canales aumenta mucho desde 1956 a 1983, y luego se mantiene constante; los cultivos de secano 0.2 Ha. caen en el primer período; el secano 2.5 Ha. con parcelas abandonadas aumenta desde 1983 (cf. tabla I.1-32).

Clase 8	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	0	2.3	262.1	0.1	0	0	0	0	377.1	0	0	1.3	4.7	0	0	0	0	0
1983	0	2.3	1.7	0.1	4	0	0	0	1.3	633	0	1.3	3.6	0.3	0	0	0	0
1995	0	2.3	0	0	0	1	0.1	1.9	0.4	633	1	1.3	3.6	0.3	2.8	0	0	0

Tabla I.1-32: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°8 (tipología A)

Clase 9: Cultivos de regadío con parcelas 0.5 ha disminuyen todo el tiempo; el regadío 4 Ha. se incrementa en el primer intervalo de tiempo; los pastizales de fondo de valle descienden ligeramente en 1983 y luego se estabilizan; los tomillares aumentan suavemente en 83-95; y las masas forestales constituidas por *Quercus pyrenaica* y *Q. faginea*, pierden cierta importancia en 1983 *(cf. tabla I.1-33)*

Clase 9	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	2.9	5.1	42.4	19.8	0	0	0	0	474	0	0	35.9	73	0	0	29.4	4.6	0
1983	2.9	5.1	0.6	5	6.2	0	0	0	254.6	322.3	0	35.6	54.8	0	0	0	0	0
1995	2.9	5.1	0.1	5	6.2	0	0	0	133.5	322.3	49.2	35.6	54.8	0	72.5	0	0	0

Tabla I.1-33: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°9 (tipología A)

Clase 10: Cultivos de regadío con parcelas 0.5 Ha. disminuyen mucho en el primer lapso de tiempo y luego prácticamente se estabilizan; el regadío 4 Ha. se incrementa bastante en el primer intervalo de tiempo y luego no varía; y las masas de *Quercus pyrenaica + Q. faginea*, descienden un poco en 1983 y luego se mantienen *(cf. tabla I.1-34)*

Clase 10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1956	0.8	6.9	16.8	1.6	0	0	0	0	438.5	0	0	2.2	19.2	0	0	10.6	7.6	0
1983	0.8	6.9	1.0	2.6	3.9	0	0	0	84.5	377.7	0	2.1	13.4	0	0	5.2	6	0
1995	0.8	6.9	0.1	0.3	3.1	0.3	1.5	0.3	77.2	377.7	4.1	2.1	13.4	0.4	4.7	5.2	5.9	0

Tabla I.1-34: Composición (n° medio de ventanas/ UP) de la clase de cambio n°10 (tipología A)

Con esta tipología obtenida del cluster, se elaboraron mapas de trayectorias de cambio a las cuatro resoluciones espaciales consideradas en el estudio, *cf. fig. I.1-30.*

Tipología B

El resultado de la clasificación jerárquica ascendente sobre la puntuación obtenida en el AFCM, fueron cuatro clases de trayectorias de cambio de las ventanas de análisis, en el espacio factorial. Estas se representan en el siguiente árbol:

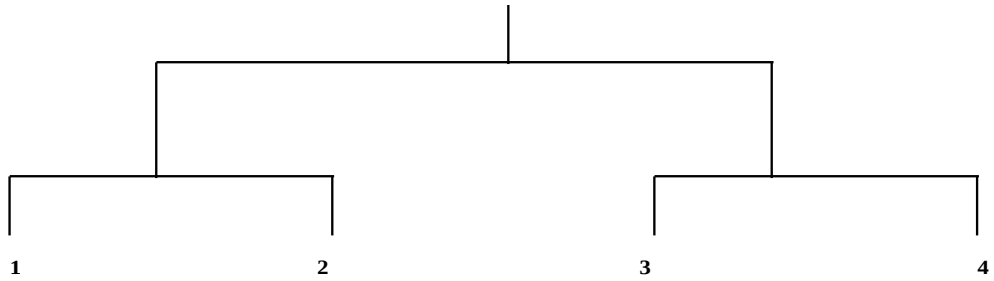


Fig. I.1-31: Dendrograma que representa los tipos de cambio obtenidos en el análisis cluster de las puntuaciones factoriales de las ventanas de agrupación para la escala tipológica B.

Las clases se pueden describir como sigue:

Clase 1: Cultivos fuertes y estables entre 1956-1983 que descienden en el segundo período y tomillares que se incrementan (*cf. tabla I.1-39).*

Clase 1	1	2	3	4	5	6	7
1956	7.3	2.1	694.4	50.1	11.3	0	0
1983	7.3	2.1	699.8	49.0	7	0	0
1995	7.3	2.1	317.4	51.1	11	188	188.3

Tabla I.1-39: N° medio de ventanas de cada UP/año en la clase de trayectoria 1 (tipología B)

Leyenda: 1 pueblos, 2 lagunas, 3 cultivos, 4 pastizales, 5 masas forestales, 6 mosaico cultivos-abandono, 7 abandono total (tomillares).

Clase 2: Cultivos muy importantes, que luego se reducen; pastizales estables; importantes tomillares, y mosaico abandono-cultivos incrementándose (*cf. tabla I.1-40).*

Clase 2	1	2	3	4	5	6	7
1956	13.4	3.3	767.8	92.7	18.3	0	0
1983	13.5	3.3	776.8	89	12.9	0	0
1995	13.5	3.3	253.6	93.3	18	243.4	270.3

Tabla I.1-40: Composición de la clase de trayectoria 2 (tipología B)

Clase 3: Pastizales y pueblos fuertes y constantes; cultivos que aumentan suavemente y luego caen; algunas masas forestales que decrecen un poco; mosaico de parcelas abandonadas y cultivadas; y tomillares que se incrementan a partir de 1983 hasta 1995 (*cf. tabla I.1-41)*

Clase 3	1	2	3	4	5	6	7
1956	80.2	4	594.5	204.3	53.4	0	0
1983	80.3	4	622	191.6	38.4	0	0
1995	80.3	4	222.8	198.5	40.4	226.2	164.1

Tabla I.1-41: Composición de la clase de trayectoria 3 (tipología B)

Clase 4: Masas forestales importantes que disminuyen ligeramente; cultivos que crecen un poco y luego descienden bastante; abandono-cultivos que aumentan bastante y tomillares que también se incrementan; pastizales que aumentan suavemente (*cf. tabla I.1-42).*

Clase 4	1	2	3	4	5	6	7
1956	1.5	3	392.4	67.5	337.8	0	0
1983	1.5	3	516.8	63.9	217	0	0
1995	1.5	3	115.7	93.4	212	277.1	99.5

Tabla I.1-42: Composición de la clase de trayectoria 4 (tipología B)

Los mapas elaborados para representar las clases de trayectorias de cambio extraídas del análisis cluster se pueden ver en *fig.I.1-32.*

Tipología C

En la *fig. I.1-33*, se refleja el árbol de clasificación derivado del análisis factorial de correspondencias. Se obtienen cuatro clases que se pueden explicar como sigue:

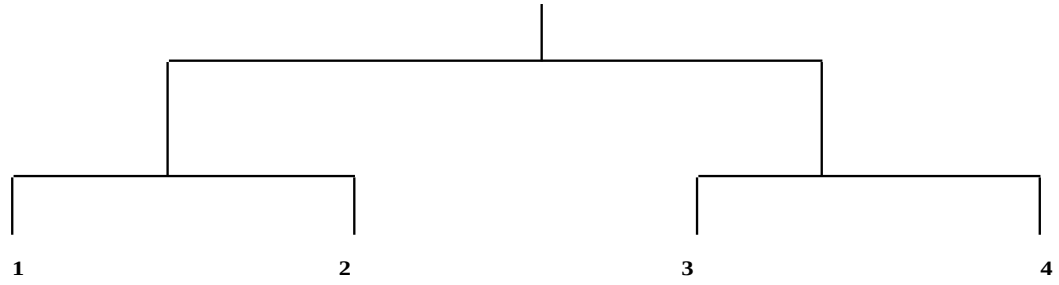


Fig.I.1-33: Resultado del análisis cluster para las trayectorias de cambio a la tipología C .

Clase 1: Cultivos muy importantes y estables *(cf. tabla I.1-43).*

Clase 1	1	2	3	4	5	6
1956	0.4	2.3	594.3	7.2	0.6	0
1983	0.4	2.3	597.9	4.2	0	0
1995	0.4	2.3	593.1	5.3	0	3.7

Tabla I.1-43: N° medio de ventanas correspondiente a cada UP, clase de cambio 1, tipología C

Escala C: 1 pueblos, 2 lagunas, 3 cultivos, 4 pastizales, 5 masas forestales, 6 abandono

Clase 2: Cultivos que descienden mucho, y abandono que aumenta de forma importante. Algunos pastizales estables, y masas forestales que disminuyen (cf. tabla I.1-44).

Clase 2	1	2	3	4	5	6
1956	3.3	2.4	537.1	61.6	52.1	0
1983	3.3	2.4	565.9	60.9	24	0
1995	3.3	2.4	114.6	65.1	27.1	444

Tabla I.1-44: N° medio de ventanas correspondiente a cada UP, clase de cambio 2, tipología C

Clase 3: Pueblos y pastizales fuertes e invariables. Cultivos fuertes que decrecen y abandono que aumenta (*cf. tabla I.1-45).*

Clase 3	1	2	3	4	5	6
1956	82.3	2.8	578.8	201.2	22.8	0
1983	82.5	2.8	592.7	187.2	22.8	0
1995	82.6	2.8	203.7	192.8	26.6	379.5

Tabla I.1-45: N° medio de ventanas correspondiente a cada UP, clase de cambio 3, tipología C

Clase 4: Masas forestales muy importantes que disminuyen ligeramente; algunos cultivos que se amplifican suavemente y luego descienden y abandono que aumenta. Algunos pastizales que se potencian suavemente (*cf. tabla I.1-46).*

Clase 4	1	2	3	4	5	6
1956	0.5	1.9	248.5	30.9	337.2	0
1983	0.5	1.9	314	30.9	271.7	0
1995	0.5	1.9	46.9	69	266.3	234.5

Tabla I.1-46: N° medio de ventanas correspondiente a cada UP, clase de cambio 4, tipología C

Los mapas elaborados a partir de las clases del cluster, se recogen en *la fig. I.1-34.*

4.2.2.2.HETEROGENEIDAD

La variación de la heterogeneidad en el tiempo a distintas escalas espaciales y tipológicas, se representa en la *fig. I.1-35.*

Se puede observar que aumenta siempre, a lo largo del período de estudio, y a todas las resoluciones estudiadas (tipológica y espacial):

- Cuanto mayor es el tamaño de grano, o sea la ventana de análisis, más alta es la heterogeneidad, lo cual es lógico dado que el número de pixeles que intervienen en el cálculo de este parámetro es más elevado.

- Cuanto mayor es la complejidad de la escala tipológica, mayor es la heterogeneidad, debido a que el número de tipos de ocupación del suelo es mayor, así el parámetro se incrementa desde la tipología C (la más simple) hasta la tipología A (la más compleja).

- Al avanzar en el tiempo, cambian y se diversifican las unidades de paisaje, lo que se traduce también en un aumento de la macroheterogeneidad del paisaje.

4.2.2.3. TEST DE KULLBACK

Para comprobar si las variaciones de las clases de estructura obtenidas a partir del análisis cluster eran significativas en el tiempo (para cada resolución espacial y tipológica), se realizó un test de Kullback. Se utilizaron las *tablas I.1-12-13-14* (*§ 3.2.2)*.

Los resultados obtenidos fueron siempre significativos ($p<0.05$) (cf. tabla I.1-47): a mayor tamaño de grano del análisis y mayor detalle en la escala tipológica, más importante fue la redundancia observada entre las clases de estructura y su dinámica durante el período de estudio (1956-1995), y por lo tanto, más importante fue el cambio en el patrón paisajístico.

	Tipología A	**Tipología B**	**Tipología C**
15	18.8	15	15.4
25	23.7	17	14.3
35	25.7	20	18
50	28.8	26	23.3

Tabla I.1-47 Valores de redundancia en porcentaje obtenidos a partir del test de Kullback

La elaboración de las clases de trayectorias de cambio, al igual que ocurrió con las clases de estructura, fue más sencilla y explicativa cuanto menos detallada fue la tipología.

Los mapas realizados a partir de estas clases podrían ser muy adecuados para su superposición con mapas de distribución de especies.

La heterogeneidad del paisaje aumentó a largo del período de estudio y con las escalas espacial y tipológica, así como la robustez de la relación entre las clases de estructura y la dinámica temporal.

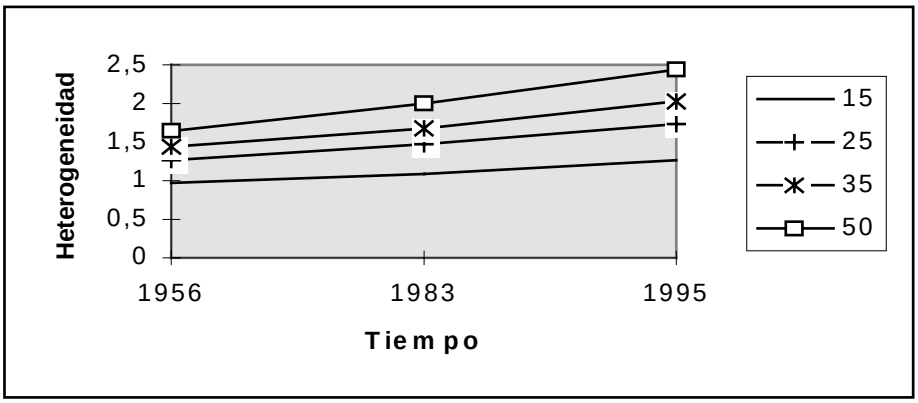


Fig. I..1_35.a: Tipología A

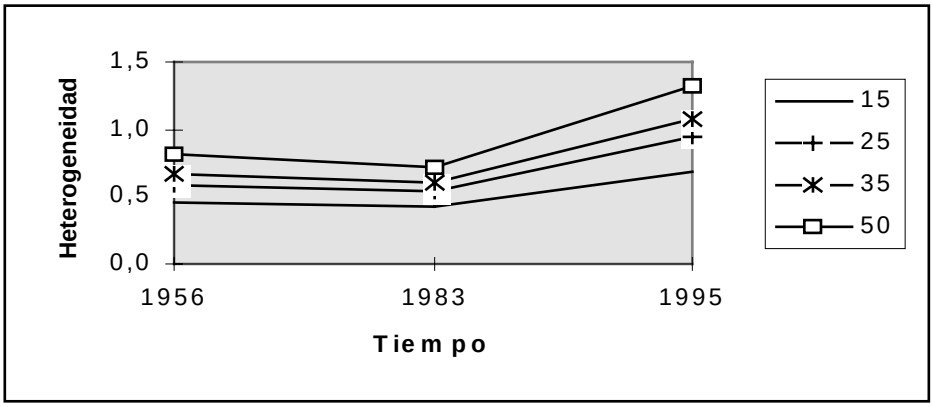


Fig. I..1_35.b: Tipología B

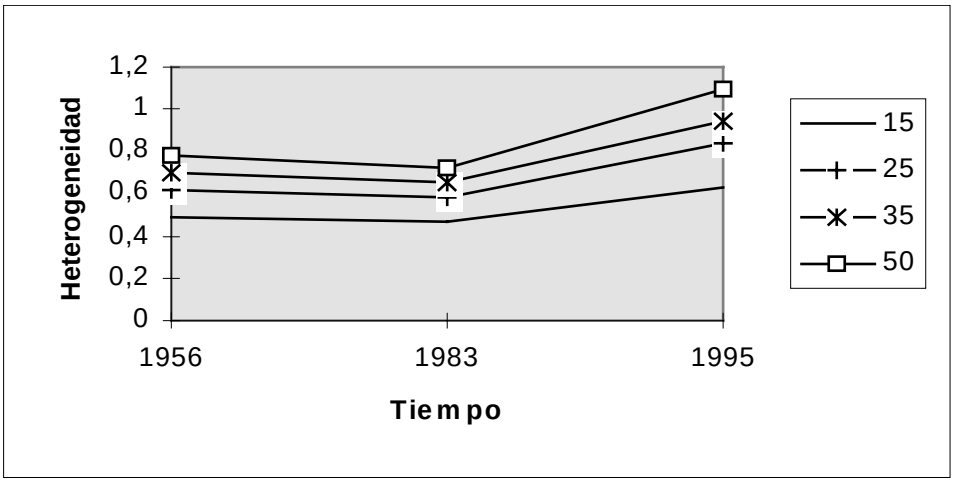


Fig. I..1_35.c: Tipología C

Fig. I.1-35: Variación pluriescalar de la heterogeneidad durante el período de estudio, a diferentes resoluciones tipológicas

4.2.3. DEPENDENCIA DE LA DINÁMICA DE LA ESCALA ESPACIAL

Tipología A

La *fig. I.1-36* muestra que para la escala tipológica A, el cambio medio anual aumenta de forma importante cuando se incrementa el tamaño de grano para el período 83-95, mucho

más suavemente entre 56-83, y es prácticamente invariable entre 56-95. A niveles de organización superiores, la velocidad Euclídea fue mayor que a niveles inferiores, lo que se podría interpretar como la existencia de cambios muy rápidos en las unidades paisajísticas, siempre en el mismo sentido, sin vuelta atrás. El cambio más rápido se observó durante el período 83-95, momento en que se producen las alteraciones más importantes en el paisaje, y el más lento se detectó entre 1956-1983. El lapso 56-95 (el período de mayor resolución temporal), aparece con una velocidad intermedia, debido a que los cambios se van compensando los unos con los otros. Es interesante señalar que la utilización de distinta resolución temporal (períodos 56-83, 83-95, 56-95), permite comprobar que al estudiar grandes períodos temporales, no es posible detectar en que momento del tiempo se producen los cambios, lo que supone una importante pérdida de información.

La *fig. I.1-37* muestra que la varianza del cambio medio anual para el período 1983-95 aumenta con el grano hasta el tamaño 35x35 pixeles, punto en que se observa una inflexión y la varianza comienza a disminuir, esto implicaría la existencia de dos niveles de organización.

Este incremento de la varianza puede ser debido a que a pequeña resolución espacial, las transformaciones en el paisaje se producen de forma muy rápida en algunas zonas, mientras que en otras, no se producen cambios. Para 56-83 y 56-95, la varianza se mantiene casi constante.

Tipología B

Como en el caso anterior (tipología A), la velocidad de cambio medio anual del paisaje fue mayor entre 1983 y 1995, media durante todo el tiempo considerado en el estudio, y menor entre 1956-1983, lapso en que se observó un incremento brusco de la velocidad euclídea a la escala espacial correspondiente a las ventanas secundarias de 35x35 pixeles (*cf. fig. I.1-38).* La *fig. I.1-39*, muestran que la varianza desciende en todos los períodos considerados, es casi constante para 1956-95, y 1956-83, mientras que entre 1983-95 disminuye más fuertemente, observándose dos puntos de inflexión (25 y 38), que revelan la presencia de tres niveles de organización.

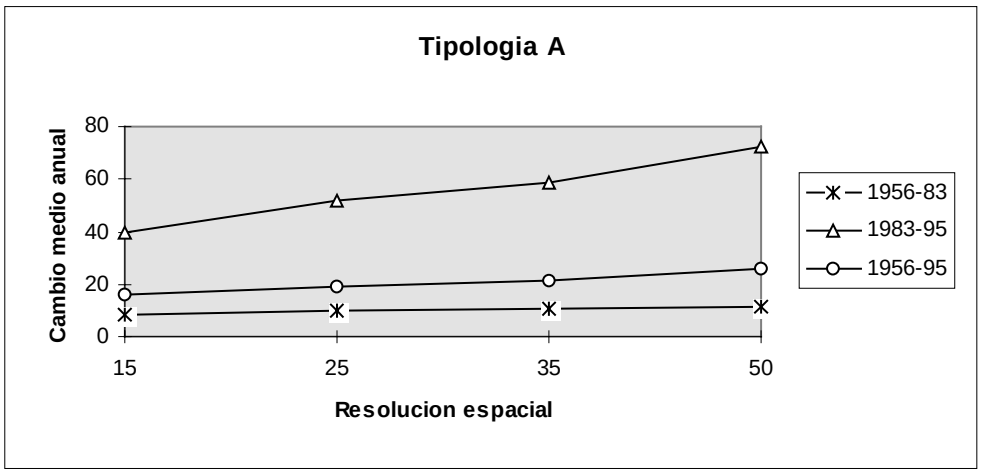


Fig. I.1-36: Cambio medio anual para los tres distintos períodos de tiempo considerados, y su variación con la resolución espacial, para la detección de la dependencia de la escala (tipología A)

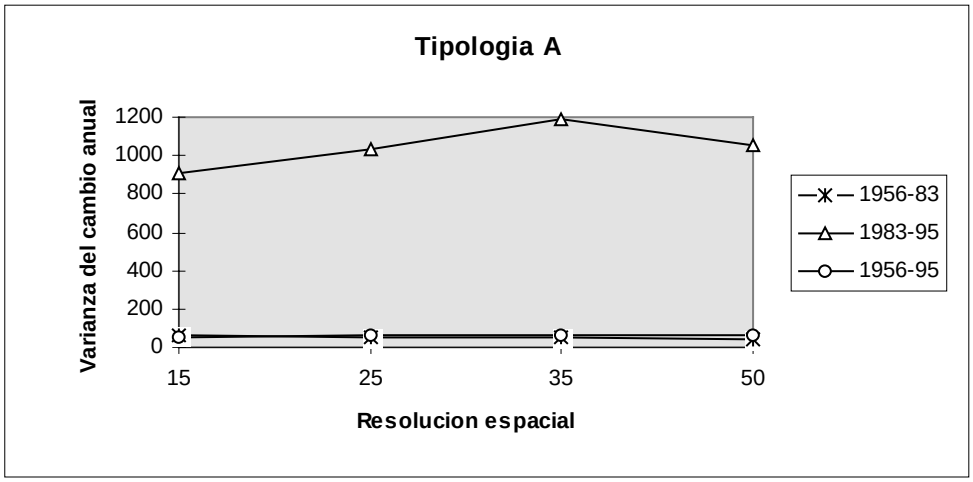


Fig. I.1-37: Detección de los niveles de organización ecológicos, mediante la representación de la evolución de su varianza con las diferentes tamaños de grano *(*tipología A)

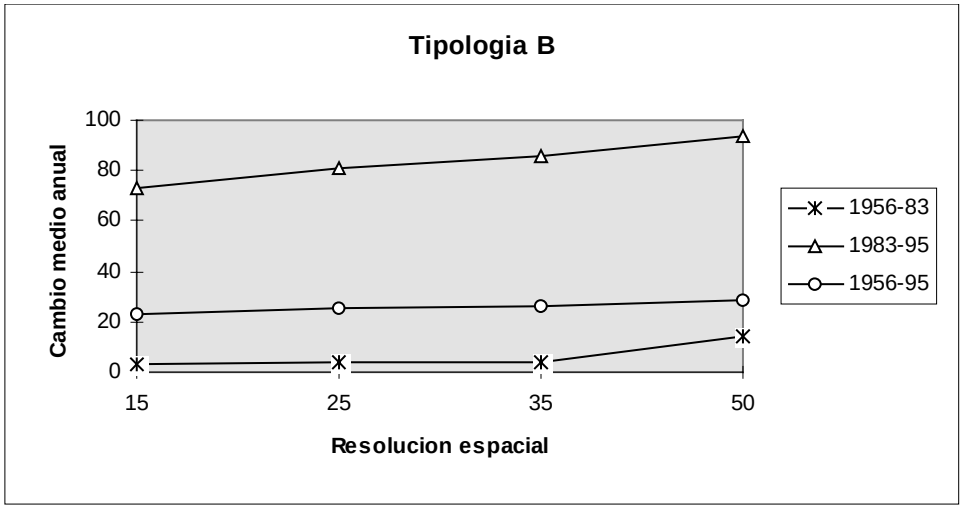


Fig. I.1-38: Velocidades medias de cambio del paisaje, y la variación con la escala espacial (tipología B)

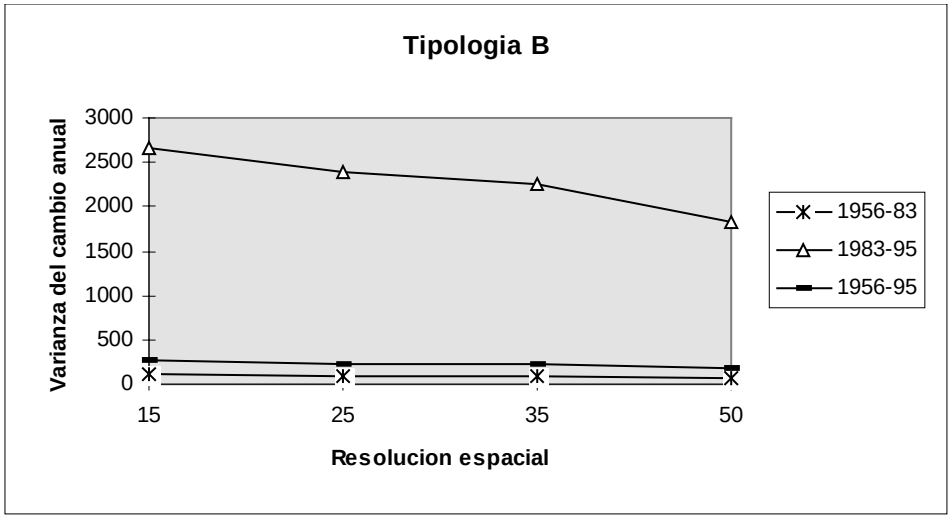


Fig. I.1-39: Representación de la evolución de la varianza del cambio medio anual frente a la escala espacial (tipologia B)

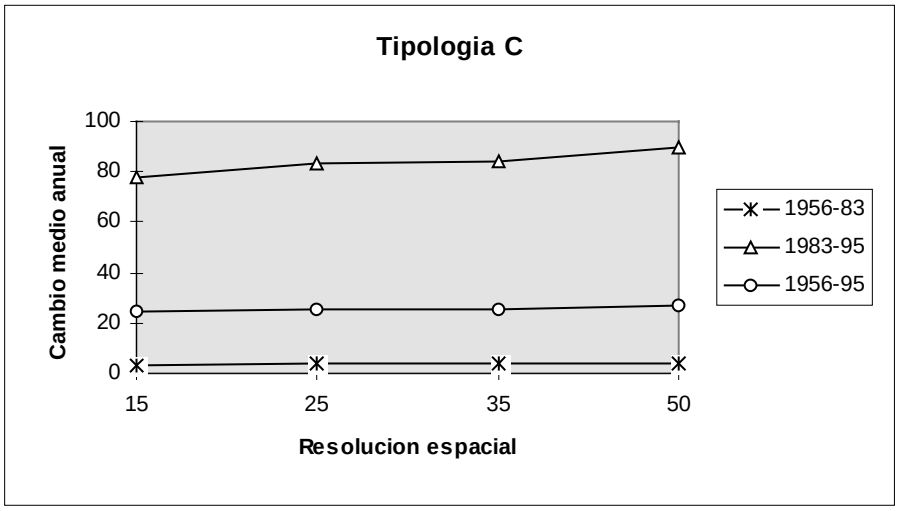


Fig.I.1-40: Relación entre cambio medio anual y el tamaño de grano (tipología C)

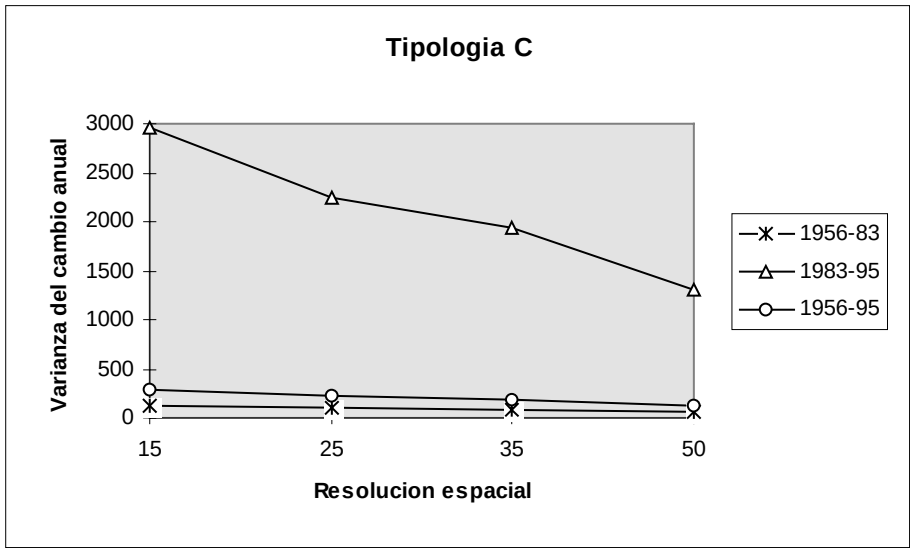


Fig. I.1-41: Varianza del cambio medio anual en relación a la escala espacial (tipología C)

Tipología C:

El cambio medio anual presenta una evolución en el tiempo y en el espacio tal que, para el período 83-95 la velocidad es alta, media para 1956-95, y baja y casi constante para 1956-83 (*cf. fig. I.1-40*), como se constató para las otras tipologías. La *fig. I.1-41* muestra como la varianza del cambio medio anual disminuye al aumentar el tamaño de grano, en el lapso 1983-95, con dos puntos de ruptura en la pendiente, que indican tres niveles de organización.

El cambio medio anual más importante se produce para el período 1983/95, a todas las tipologías e incrementándose con el tamaño de grano. Para este mismo lapso, la varianza del cambio disminuye con la resolución espacial, excepto para la tipología A. La velocidad de cambio fue mayor en niveles superiores, lo que está en contradicción con la teoría de la Jerarquía. Las resoluciones temporales demasiado grandes no permiten conocer en que momento se producen los cambios. Se detecta la existencia de niveles de organización en función de la escala espacial para el período 1983/95, a todas las tipologías para la resolución 1135

x 1135 m., y débilmente para las tipologías B y C a la resolución 825 x 825 m., lo que prueba la organización jerárquica del paisaje.

4.2.4. DISIMILARIDAD DE LAS VENTANAS DE ANÁLISIS DURANTE EL PERÍODO DE ESTUDIO A DIFERENTES RESOLUCIONES ESPACIALES

Tipología A

La *figura I.1-42* muestra la representación de la distancia media Euclídea de cada ventana de agrupación al baricentro de cada año, frente al tiempo, para cada grano.

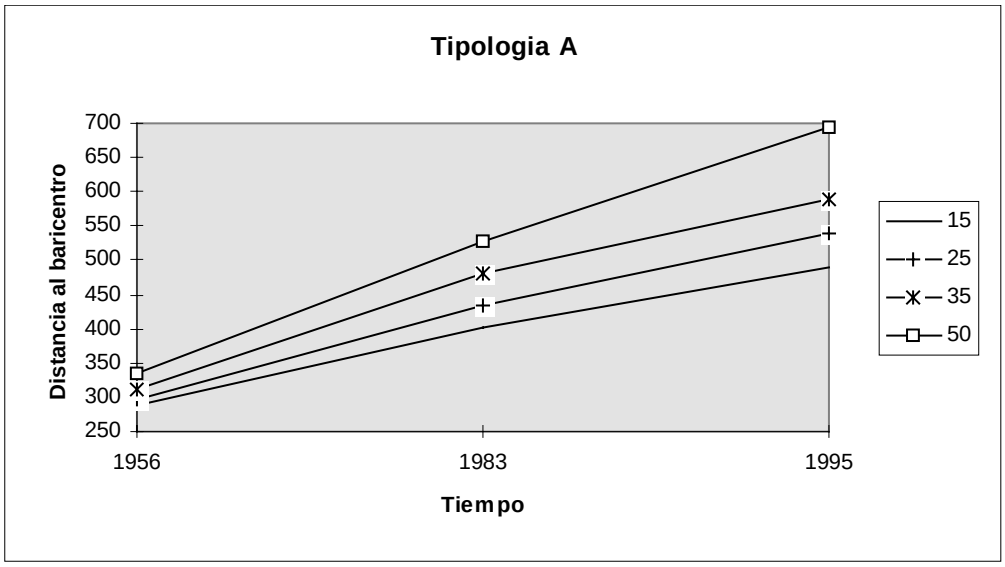


Fig. I.1-42: Disimilaridad de las ventanas respecto al tiempo, a diferentes resoluciones espaciales (tipología A). El eje X representa el tiempo, y el eje Y las distancias Euclídeas medias de las ventanas de agrupación al baricentro de cada año.

Se observa una pequeña inflexión correspondiente al año 1983, y al tamaño de ventana 35x35 pixeles (1135 x1135 m. en la realidad). Esto podría indicar que existe una variación en la tendencia global de cambio del paisaje, pero en este caso no se puede asegurar firmemente, ya que la ruptura de la pendiente es demasiado suave. A los otros tamaños de ventana, no se aprecian modificaciones en la línea. En general con el paso del tiempo y a todas las resoluciones espaciales, las ventanas son cada vez más diferentes

Tipología B

En la *fig. I.1-43* se observa una clara ruptura de la línea, para todas las resoluciones espaciales consideradas. Esto indica que existe un cambio en la estructura paisajística, debido a la actuación de fenómenos distintos: en el primer período, las ventanas se vuelven más homogéneas entre sí, resultado de un fenómeno uniformizador, la intensificación agrícola; y en el segundo período, se aprecia un claro incremento en la diferencia entre las ventanas, resultado una mayor heterogeneidad en el paisaje provocada por el abandono de tierras.

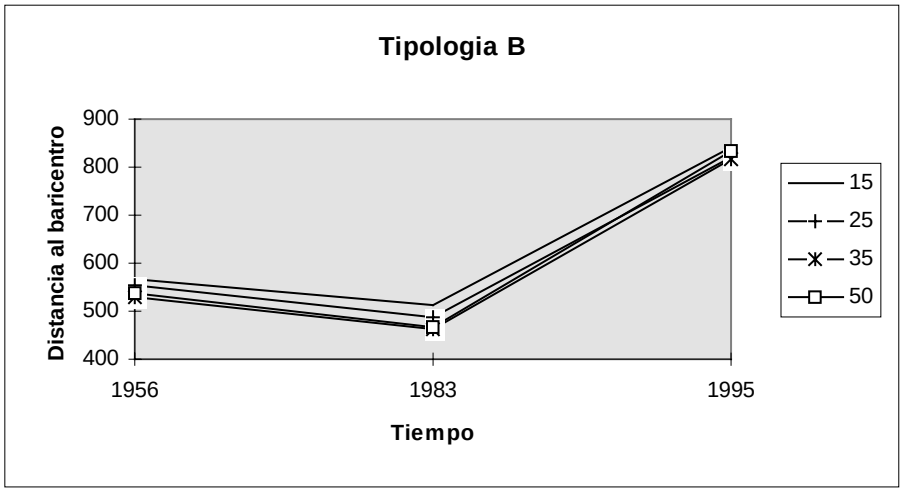


Fig. I.1-43: Disimilaridad de las ventanas respecto al tiempo, a diferentes resoluciones espaciales (tipología B) El eje X representa el tiempo, y el eje Y las distancias Euclídeas medias de las ventanas de agrupación al baricentro de cada año.

Tipología C

A la vista de la *fig. I.1-44* se pueden extraer las mismas conclusiones que para las obtenidas para la tipología B.

A la escala tipológica más detallada, no se detectan claramente los cambios producidos en los patrones, sin embargo a las tipologías B y C, para todas las resoluciones espaciales, se diferencian muy claramente dos períodos: uno ligado a la intensificación agrícola y otro al abandono de tierras.

Ambos fenómenos provocan una uniformización y una heterogenidad, respectivamente, en la estructura del paisaje.

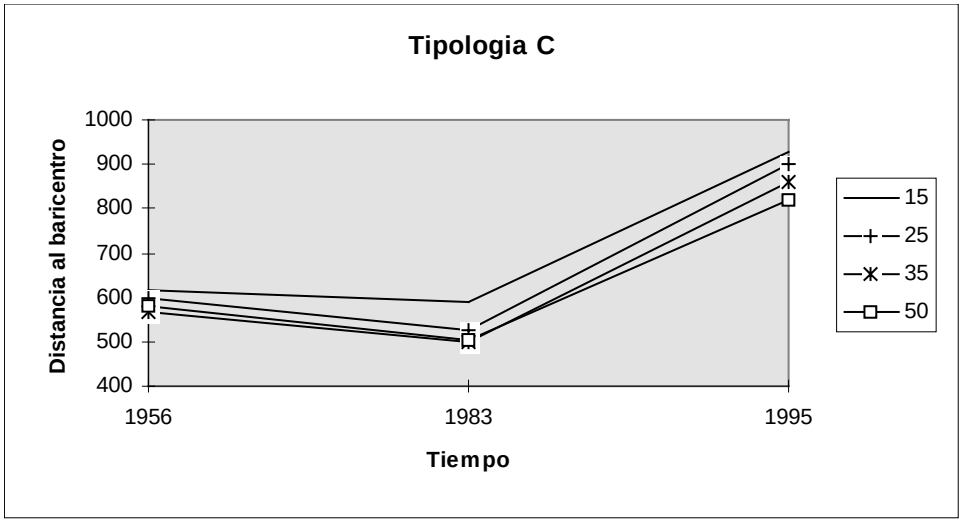


Fig.I.1-44: Disimilaridad de las ventanas respecto al tiempo, a diferentes resoluciones espaciales (tipología C) El eje X representa el tiempo, y el eje Y las distancias Euclídeas medias de las ventanas de agrupación al baricentro de cada año.

5. DISCUSION

La utilización de tres escalas de detalle en la descripción de las unidades paisajísticas (CONSTANZA & MAXWELL, 1994) evidenció la importancia de la resolución tipológica a la que se realizaron los análisis (BAUDRY, 1992b) en los resultados obtenidos, de forma que las medidas hechas a distintas escalas no pueden ser comparables ni transferibles de unas a otras (TURNER & RUSCHER, 1988; TURNER, 1990; CULLINAN & THOMAS, 1992; QI & WU, 1996). Es necesario reseñar la dificultad que supone realizar tres veces (una para cada tipología) los análisis de los patrones, e interpretar después todos los resultados en conjunto. A la vista de los mismos, se puede concluir que una escala demasiado detallada (tipología A), dificulta la verdadera comprensión del fenómeno, a la par que supone una excesiva laboriosidad en el tratamiento de los datos; paralelamente, una tipología muy grosera (tipología C), elimina demasiados detalles. A este respecto, MEENTEMEYER & BOX (1987) comentan: «excessive information may create useless clutter, whereas a map with too little detail conveys little information». Por todo ello, la escala tipológica más adecuada para la comprensión del impacto del abandono de tierras en el paisaje es la tipología B.

Los paisajes agrícolas son sistemas dinámicos que funcionan en una jerarquía de escalas temporales (MERRIAM, 1990; BAUDRY, 1993a), ello implica que el tiempo, o los cambios temporales, deben ser considerados en los estudios cuantitativos del paisaje (DUNN *et al.,* 1991). En la zona de estudio, se observó una fuerte dependencia de los patrones de la escala temporal, de forma que el primer período de estudio estuvo marcado por la intensificación agrícola, y el segundo, por el abandono de tierras. Un posible problema en el conocimiento de la dinámica del paisaje en la segunda mitad del siglo, es que se consideraron solamente tres puntos de estudio (años 1956, 1983 y 1995), y esto puede ser insuficiente, ya que al ser los intervalos (resolución temporal) demasiado largos (56-83, 83-95), el paisaje puede haber sufrido cambios no detectados.

La utilización de metodologías diferentes en el análisis de la estructura y la dinámica de los patrones paisajísticos, apela a la complementariedad y a la necesidad de emplear varias aproximaciones para el estudio de un mismo fenómeno. O'NEILL *et al. (*1991); TURNER & GARDNER (1991); CULLINAN & THOMAS (1992); HULSHOFF (1995) y QI & WU (1996) sugieren que se utilice más de un método para caracterizar la heterogeneidad del paisaje y/o determinar las escalas adecuadas de medida.

Los índices relativos a la relación de los elementos del paisaje entre sí, permiten cuantificar la dinámica estructural (TURNER & RUSCHER, 1988; DUNN *et al.,* 1991; SIMPSON *et al.,* 1994), comparar paisajes a distintas escalas espaciales (O'NEILL *et al.,* 1988; TURNER *et al.,* 1989; TURNER, 1990; O'NEILL *et al.,* 1991b), diferenciar estructuras regionales (TURNER, 1990; O'NEILL *et al.,* 1996), y modelizar los cambios en el paisaje (BAKER, 1989, TURNER, 1990).

La heterogeneidad es una de las características de los paisajes, el factor más importante que dirige los procesos ecológicos, y permite establecer comparaciones en el espacio y en el tiempo (BAUDRY, *com. pers.*). Mientras que la diversidad varía solamente con la proporción de cada tipo de elemento del paisaje, la heterogeneidad depende también de la fragmentación y de la configuración de las manchas y aporta una idea espacial del patrón (BAUDRY & BAUDRY-BUREL, 1982; BAUDRY, 1985, *com. pers.*). KOTLIAR & WIENS (1990) establecen un modelo jerárquico de la heterogeneidad para clasificar la estructura de las manchas a lo largo de un rango de escalas, facilitar la elección de la escala apropiada y establecer comparaciones entre organismos que operan a diferentes escalas. Se han propuesto muchas medidas en el ámbito de la Ecología del Paisaje para la medida de la heterogeneidad (*cf.* KOLASA & ROLLO, 1991), pero en este trabajo se utilizó la propuesta BAUDRY & BAUDRY-BUREL (1982). Dado que un paisaje puede ser heterogéneo a una escala y homogéneo a otra (MEENTEMEYER & BOX, 1987), es interesante conocer si paisajes más o menos heterogéneos a la escala escogida para el estudio de un fenómeno, mantienen realmente esa heterogeneidad a distintas escalas (BAUDRY, 1992b). En el caso de estudio, la heterogeneidad aumentó siempre con la escala espacial (tanto resolución como extensión), con la complejidad tipológica y con el tiempo, es decir, el paisaje fue diferente no sólo a escala global sino también a todas las resoluciones espaciales y tipológicas, como mostró además el test de Kullback. Pero parece existir una cierta homogeneidad interna, ya que se encontraron patrones similares de evolución de la heterogeneidad con la escala. Esto fue también observado por BAUDRY *et al. (*1998*).*

Los resultados del presente trabajo muestran como al igual que la heterogeneidad (Het.), la diversidad (H') y la uniformidad (J') se incrementan con la complejidad tipológica, al aumentar el número de unidades paisajísticas, mientras que la redundancia (R) disminuye. En cuanto a la variación de los parámetros en el tiempo, ésta fue escalo-dependiente de la tipología, ya que se encontraron distintos resultados para la tipología A (la más compleja), respecto de B y C. Así, para A, Het., H' y J', aumentaron a lo largo del tiempo, al incrementarse la riqueza (número de usos) y su abundancia relativa. Mientras que para las tipologías B y C, los parámetros disminuyeron durante el primer período (se mantuvo el número de UP, haciéndose una de ellas más dominante respecto al resto, como consecuencia de la intensificación agrícola y la disminución de las masas boscosas), y aumentaron después, en el período 1983-95, al aparecer unidades nuevas relacionadas con el abandono de tierras. Una variación de la diversidad con el tiempo, consecuencia de un cambio en el uso agrícola, fue también testada por TURNER & RUSCHER (1988).

Autores como O'NEILL *et al. (*1988); TURNER & RUSCHER (1988); TURNER *et al. (*1989); TURNER (1990) y O'NEILL *et al. (*1996) utilizan otros parámetros (dominancia y contagio), cuyo significado es muy similar al de uniformidad y redundancia respectivamente. Uniformidad y dominancia, son índices basados en las proporciones relativas de las unidades

de paisaje, que captan las grandes características del patrón paisajístico, pueden aportar información insegura respecto a las características del paisaje a fina escala, pero en cambio son buenos a meso y macroescala (O'NEILL *et al.,* 1996). Redundancia y contagio, miden como los pixeles se localizan en el espacio. El contagio parece apropiado para analizar la textura fina (O'NEILL *et al.,*1988).

La cuestión básica es si conociendo sólo los valores de los índices y cómo estos cambian en el tiempo, es posible especificar los correspondientes cambios ecológicos. Para muchos procesos es posible intuir su significación (O'NEILL *et al.,* 1988) y traducirla en tendencias en las poblaciones. Así, por ejemplo, una disminución de la conectividad espacial («conectedness») del bosque, normalmente es indicativa de su fragmentación, que generalmente va asociada a una extinción local de las especies forestales (*cf.* MERRIAM, 1990), la fragmentación reduce la biodiversidad y consecuentemente la diversidad genética (O'NEILL *et al.,* 1996). A este respecto, es importante tener en cuenta que dos elementos del paisaje pueden tener una elevada conectividad funcional («connectivity») cuando están espacialmente ligados («connectedness»), pero ambas conectividades frecuentemente pueden ser inversamente relativas. Principios para la planificación y manejo del paisaje pueden derivarse de ambos conceptos (BAUDRY & MERRIAM, 1987).

Correlacionando índices de patrones paisajísticos con fenómenos ecológicos, como la propagación de las disturbancias o el movimiento de los organismos, podría ser posible unir la información ecológica a pequeña escala con patrones a nivel paisaje (O'NEILL *et al.,* 1988).

Combinar información de muchas escalas de medida es una parte esencial de la investigación de la dinámica del paisaje y del cambio global (CULLINAN & THOMAS, 1992). La aproximación pluriescalar (BUREL & BAUDRY, 1990; BUREL, 1991a; BAUDRY, 1992b, 1992c, 1993a; BUREL *et al.,* 1998) es un útil precioso que posibilita el análisis conjunto de distintas situaciones en el espacio y en el tiempo. Este método tiene grandes aplicaciones en la Biología de la Conservación, ya que puede integrar el rango de escalas en que los organismos perciben el espacio en diferentes momentos del tiempo (BUREL *et al.,* 1998). Con medidas simples que combinan la frecuencia de los distintos elementos y sus relaciones espaciales, es posible evaluar tanto las diferencias globales entre los paisajes como su estructura interna (BUREL *et al.,* 1998), dar una visión integrada de toda la estructura del paisaje (BUREL & BAUDRY, 1990), e identificar las escalas pertinentes para el estudio de un fenómeno (BUREL, 1992).

El uso de técnicas multivariantes es muy frecuente en los estudios de hábitat y comunidades, y en el análisis de la estructura del paisaje, pero bastante controvertido. Así, algunos autores como CALVO *et al (*1992), comentan que son muy convenientes, y otros como REXSTAD *et al.* (1988), explican que parece cuestionable que puedan identificar relaciones significativas en los sistemas naturales. Por eso, es necesario tener cuidado con las interpreta-

ciones y conclusiones que se hagan a partir de ellas. Para MILNE (1991a), el análisis de correspondencias en los estudios paisajísticos presenta una serie de ventajas como son: 1) su capacidad para proveer simultáneamente de una ordenación de las muestras y los elementos del paisaje, 2) su relativa insensitividad al número de elementos del paisaje presentes en cada muestra, 3) su tratamiento no parámetrico de las distribuciones de la abundancia.

La varianza explicada por los tres primeros ejes para los tres análisis a las tres tipologías A, B, C, fue muy diferente, 12%, 29% y 76% respectivamente; lo que unido al paralelo grado de dificultad en la interpretación de las clases extraídas del análisis cluster, se traduce en la ventaja de utilizar tipologías menos detalladas, como ya se explicó anteriormente. De todas formas, la varianza explicada en este tipo de análisis es normalmente pequeña (BUREL & BAUDRY (1990) obtienen un 33% para los dos primeros ejes, y un tercer eje no significativo), dado que se comparan situaciones muy diferentes espacial y/o temporalmente.

En el seno de un paisaje podemos identificar una gama de escalas relacionadas con los procesos ecológicos, que pueden ser agrupadas en clases de velocidad, estos grupos forman los niveles de la jerarquía. Cada jerarquía se construye en relación a un fenómeno específico (URBAN *et al.,* 1987). BUREL (1992) explica que no hay niveles espacio-temporales individualizados *a priori,* que sólo podemos reconocerlos *a posteriori* en función del proceso ecológico estudiado. Y en la misma línea, ALLEN & STARR (1982); MEENTEMEYER & BOX (1987); WIENS (1989) y LEVIN (1992) comentan que no hay una descripción del espacio particularmente mejor que las otras, hay simplemente descripciones de diferentes niveles de organización determinados subjetivamente por el investigador en función de su problemática y de los útiles disponibles. El municipio de Chozas de Abajo se organizó jerárquicamente en respuesta al fenómeno del abandono de tierras, este caracter jerárquico de los paisajes ha sido ya testado por diversos autores como O'NEILL *et al.* (1991b) y BAUDRY (1992c). En este caso, se observó una velocidad de cambio medio anual mayor para niveles de organización superiores , lo que está en contradicción con la teoría de la Jerarquía (ALLEN & STARR, 1982; O'NEILL *et al.,* 1986; URBAN *et al.,* 1987; KOTLIAR & WIENS, 1990), que predice que los sistemas dinámicos complejos, como los paisajes, frecuentemente tienen una estructura jerárquica, y que los niveles más altos de la Jerarquía tienen una dinámica más lenta, e imponen sus restricciones sobre los niveles inferiores, por ello se pueden generalizar conclusiones de niveles de organización superiores a inferiores, pero no extrapolar resultados de inferiores a superiores (BAUDRY, 1992a). Esta inversión de la velocidad, puede ser debida a que los cambios son muy importantes y se producen siempre en la misma dirección, sin vuelta atrás, sin compensaciones. Además, se observó que el cambio más importante se produce para el período 1983-95, coincidiendo con el abandono de tierras, como ya fue puesto de manifiesto con el cálculo de los índices cuantitativos. La varianza del cambio medio anual para este período, disminuyó al aumentar la resolución espacial (o el nivel de la jerarquía), como demostraron WIENS (1989c) y O'NEILL *et al.* (1991a), excepto para la tipología A, en que

primero aumentó y luego disminuyó. Esto puede ser debido a que a este nivel de detalle, los cambios son muy fuertes.

Así mismo, se encontraron dependencias de la escala espacial para todas las tipologías al tamaño de grano 1135x1135m., y débilmente para las tipologías B y C, al grano 825x825m.; y dependencia de la escala temporal sólo para las tipologías más groseras. Lo que hace alusión nuevamente al hecho de que tipologías demasiado detalladas ocultan la verdadera comprensión de los fenómenos. De todos modos, el reconocimiento de la existencia de cambios o dependencias de escala, no siempre implica un cambio en el nivel de organización (BUREL, 1992). Entonces, la detección de múltiples escalas no puede ser considerada un test riguroso de la Teoría de la Jerarquía. Un número de escalas de paisaje puede resultar de factores independientes abióticos (O'NEILL *et al.,* 1991b). Es importante señalar que quizás se hayan utilizado pocos puntos para la detección de la dependencia de la escala espacial, y la existencia de niveles de organización. Para que los eventuales niveles de organización puestos en evidencia, tengan un sentido, deben estar ligados a factores de organización. En el caso de los paisajes rurales, los dos principales factores son el medio físico y las explotaciones agrícolas (BAUDRY, 1992b).

Para determinar la gama de escalas a la que una estructura es invariable se han utilizado también otras metodologías. Quizás la más interesante sea la medida de la geometría fractal, utilizada en los análisis paisajísticos por MANDELBROT (1984); KRUMMEL *et al.* (1987); O'NEILL *et al (*1988); TURNER & RUSCHER (1988); TURNER (1990); MILNE (1991b) y BAUDRY (1993a). La dimensión fractal cuantifica el grado de irregularidad o fragmentación de un objeto (MANDELBROT, 1984). En tanto que ésta no cambia cuando variamos la escala de medida, el proceso responsable del fenómeno estudiado es el mismo.

La predictabilidad de un fenómeno es un requisito para construir y utilizar modelos de cambio. Un modelo es una descripción simplificada de una relación observada o proceso (BURROUGH, 1984). Pero hay que tener siempre en cuenta que los cambios son sólo predecibles cuando se toman en cuenta los factores ambientales, técnicos, y socio-económicos (BUREL & BAUDRY, 1990), y que la predictabilidad cambia con la resolución (WIENS, 1989c; CONSTANZA & MAXWELL, 1994; FUHLENDORF & SMEINS, 1996). A baja resolución, es más fácil construir modelos predictivos, pero aportan pocos detalles útiles. A alta resolución, se retienen detalles más útiles, pero los modelos tienen menor capacidad predictiva (CONSTANZA & MAXWELL, 1994). El límite más importante, actualmente, para desarrollar mejores modelos de cambio de paisaje puede ser una laguna de conocimiento de cómo y porqué los paisajes cambian. La modelización del cambio del paisaje está también limitada por los datos disponibles (BAKER, 1989). El conocimiento de los principios ecológicos de cambio de los patrones es importante para la conservación de la Naturaleza y la planificación del paisaje (TURNER, 1990). La descripción, análisis e interpretación de patrones

espaciales específicos, sin relación con los procesos bióticos no aporta respuestas ecológicamente convincentes (MERRIAM, 1990). Estos patrones espaciales pueden influenciar significativamente los procesos ecológicos como dinámica de población, ciclo biogeoquímico, y aspectos de la biodiversidad (FREEMARK & MERRIAM, 1986; VAN DORP & OPDAM, 1987; HULSHOFF, 1995; QI & WU, 1996).

La investigación a nivel paisaje requiere nuevos métodos para cuantificar los patrones espaciales, comparar los paisajes, identificar diferencias significativas a distintas escalas, y determinar las relaciones entre procesos funcionales y patrones paisajísticos (TURNER & GARDNER, 1991)

Una vez cuantificado el patrón paisajístico, el conocimiento de sus causas y sus efectos potenciales en los procesos ecológicos tiene un tremendo interés (TURNER, 1990).

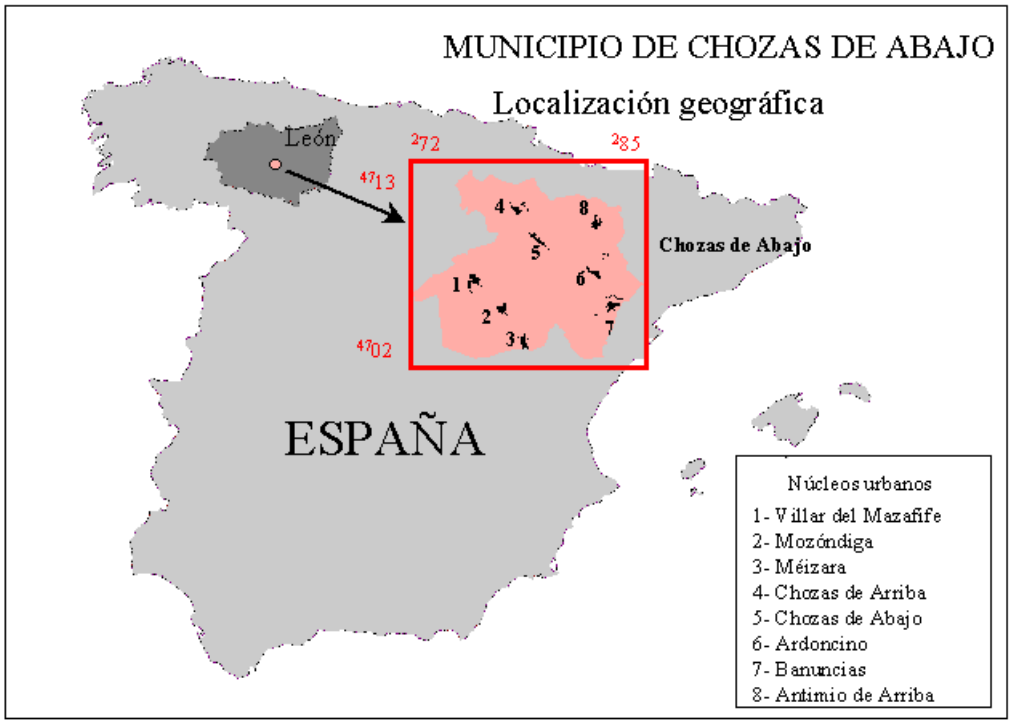
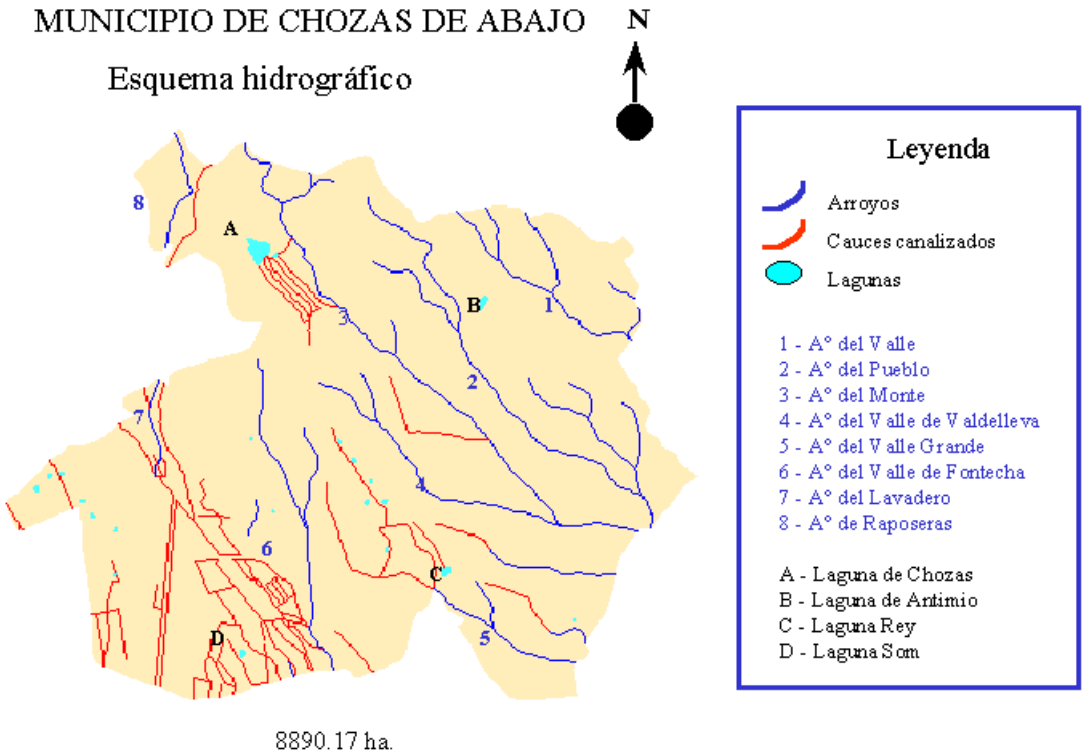
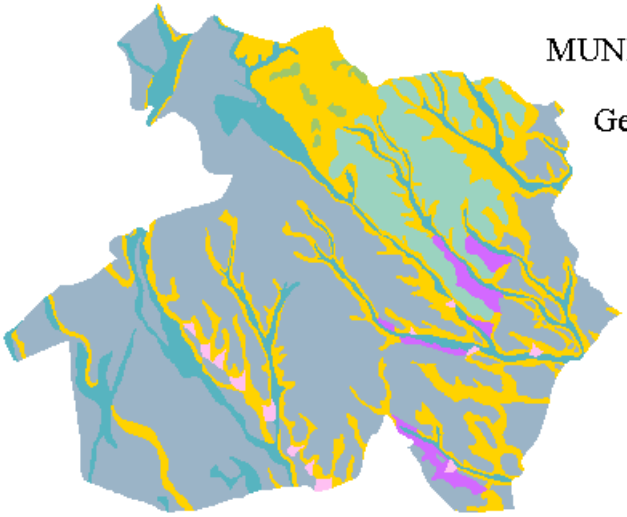


Fig. I.1_1



Mapa elaborado a escala 1:25.000, a partir de las hojas nº161 y 194 (1:50.000) del Mapa Topográfico Nacional (S.G.E.)

Fig. I.1_2



MUNICIPIO DE CHOZAS DE ABAJO

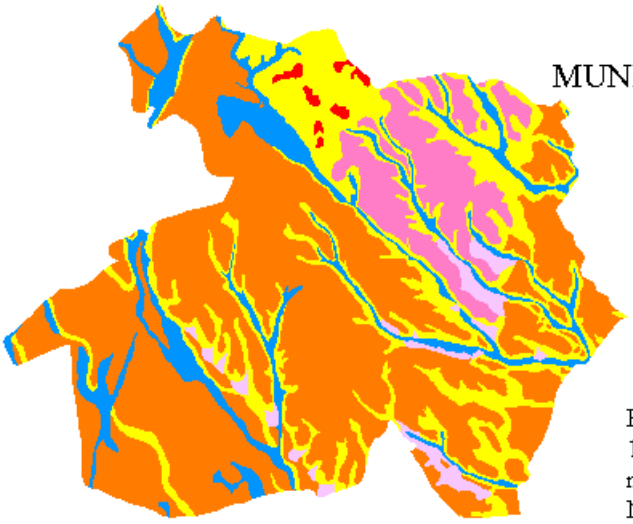
Geomorfología y litología

N

Leyenda

TERCIARIO *MIOCENO*	1: Arcillas, arcillas margosas y margas con lentejones de arenas y conglomerados polimícticos
CUATERNARIO	2: Terrazas altas. Gravas y arenas silíceas 3: Terrazas medias altas. Gravas y arenas silíceas 4: Terrazas medias. Gravas y arenas silíceas 5: Arcillas y limos con arenas y conglomerados 6: Abanicos y conos aluviales. Cantos, limos y arenas 7: Coluviones. Arenas con cantos

Fig. I.1_3



MUNICIPIO DE CHOZAS DE ABAJO

Edafología

8890.17 ha.

Estos mapas fueron realizados a escala 1:25.000 por E. ALONSO, a partir de las hojas nº161 y 194 (1:50.000) del Mapa Geológico Nacional (S.G.E.)

Leyenda

S.T.S	FAO-UNESCO
Xerochrept-Xerorthent	1: Cambisoles calcáricos y húmicos
Palexeralf-Rhodoxeralf	2: Luvisoles háplicos y chrómicos
Palexeralf-Haploxeralf	3: Luvisoles háplicos y chrómicos
Haploxeralf-Palexeralf	4: Luvisoles háplicos y chrómicos
Xerofluvent-Xerorthent	5: Cambisoles húmicos y Fluvisoles dístricos y gleicos
Xerorthent-Xerochrept	6: Leptosolesdístricos y Regosoles

Fig. I.1_4

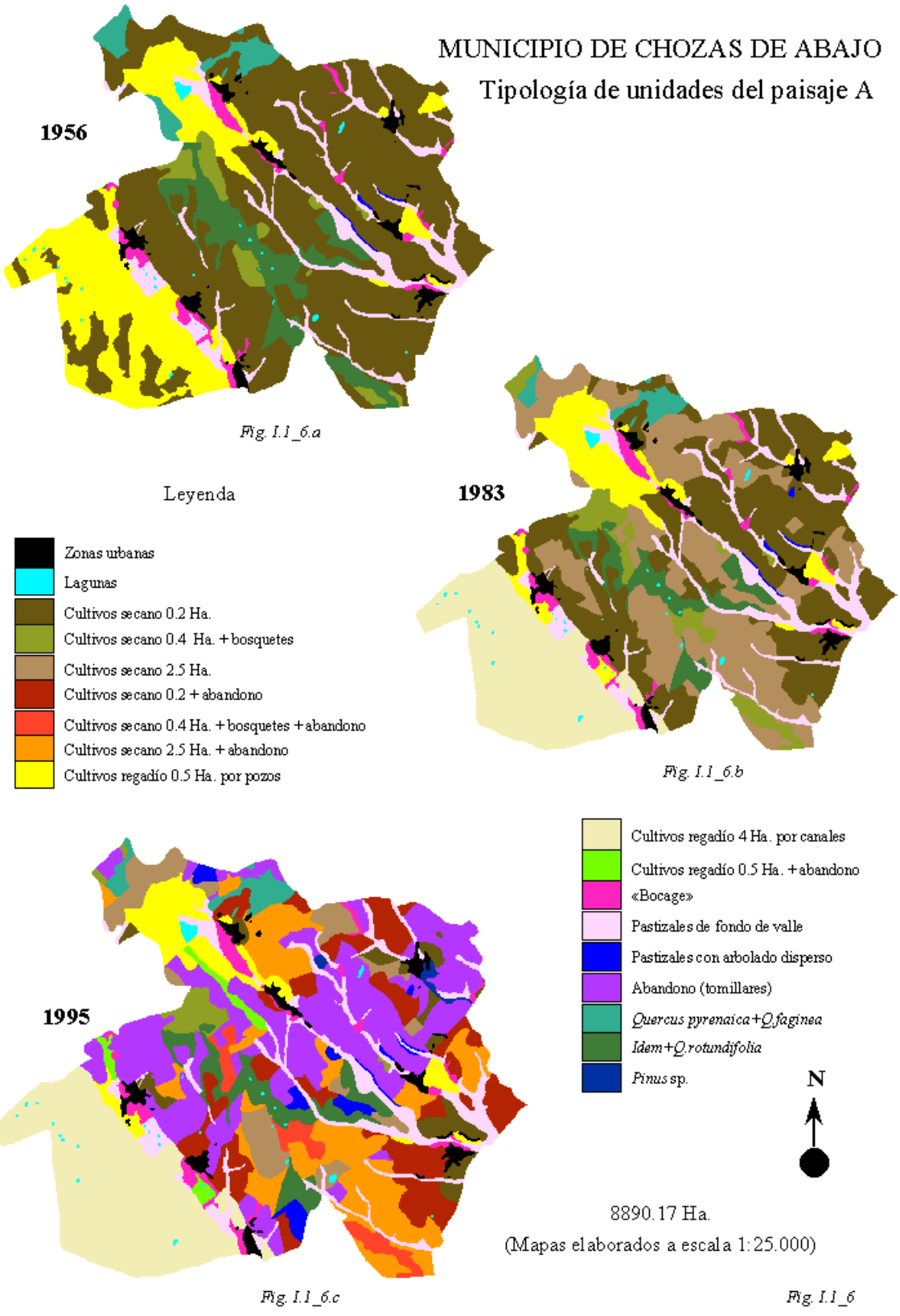


Fig. I.1_6.a

Fig. I.1_6.b

Fig. I.1_6.c

Fig. I.1_6

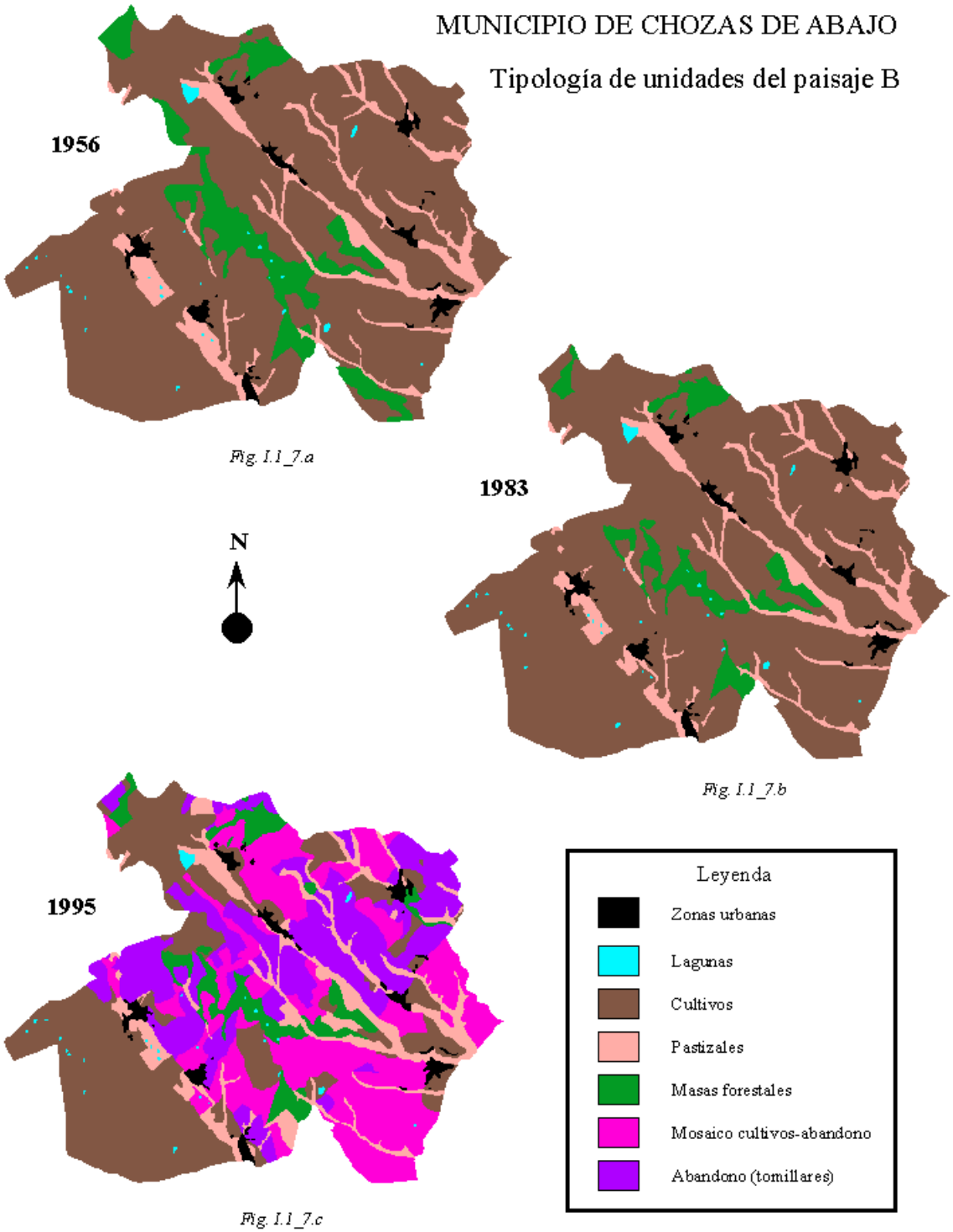


Fig. I.1_7.a

Fig. I.1_7.b

Fig. I.1_7.c

8890.17 Ha.

(Mapas elaborados a escala 1:25.000)

Fig. I.1_7

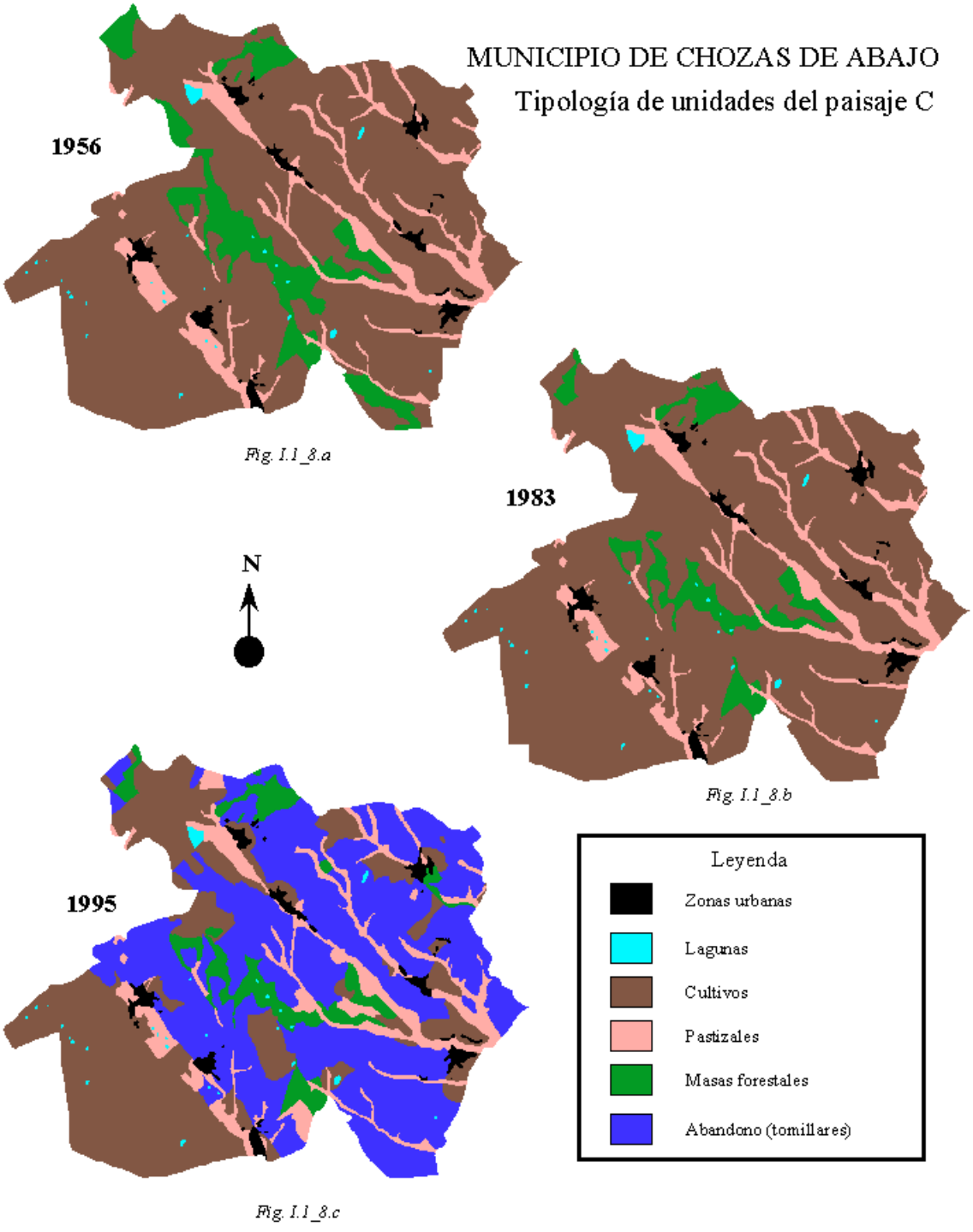


Fig. I.1_8.a

Fig. I.1_8.b

Fig. I.1_8.c

8890.17 Ha.

(Mapas elaborados a escala 1:25.000)

Fig. I.1_8

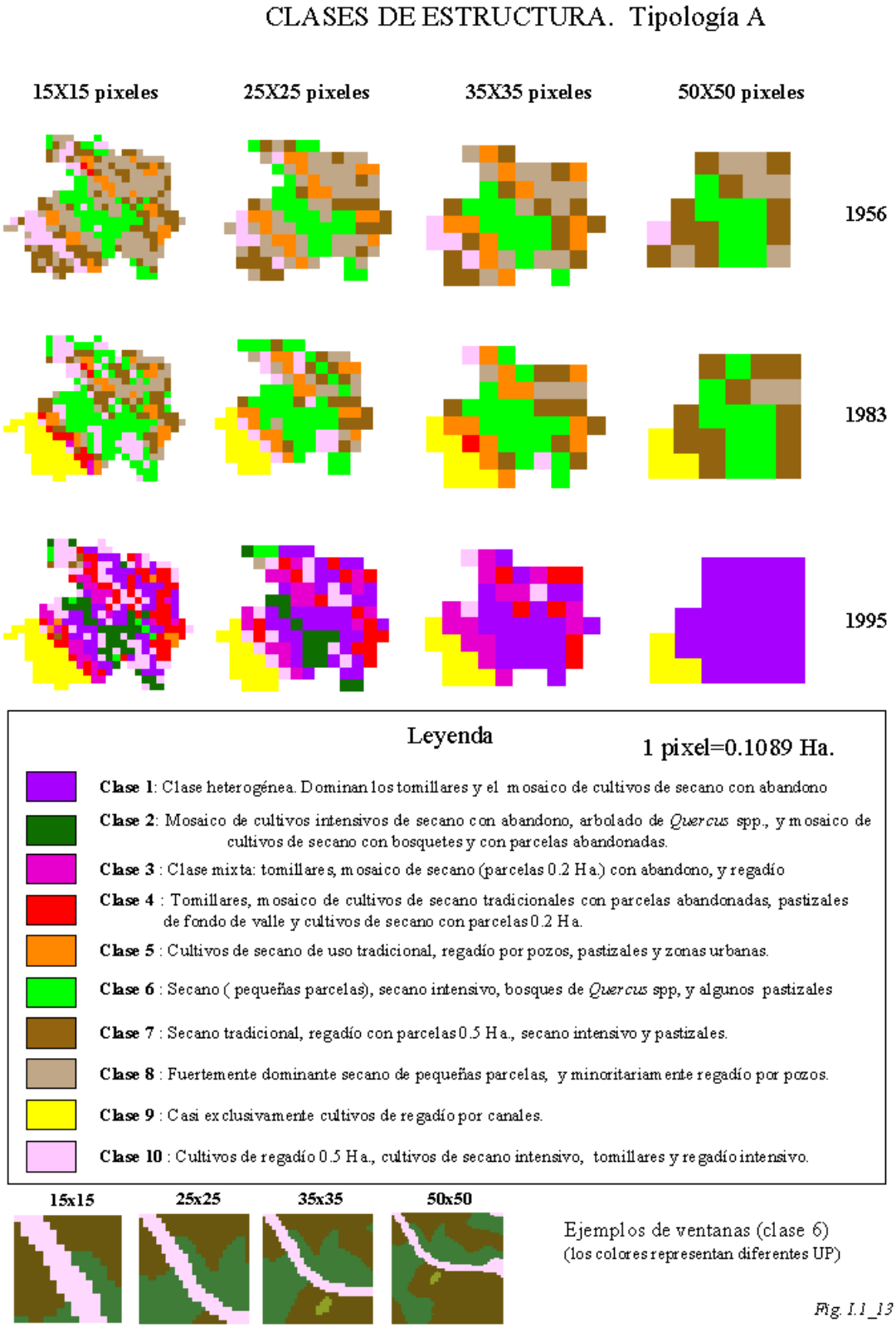
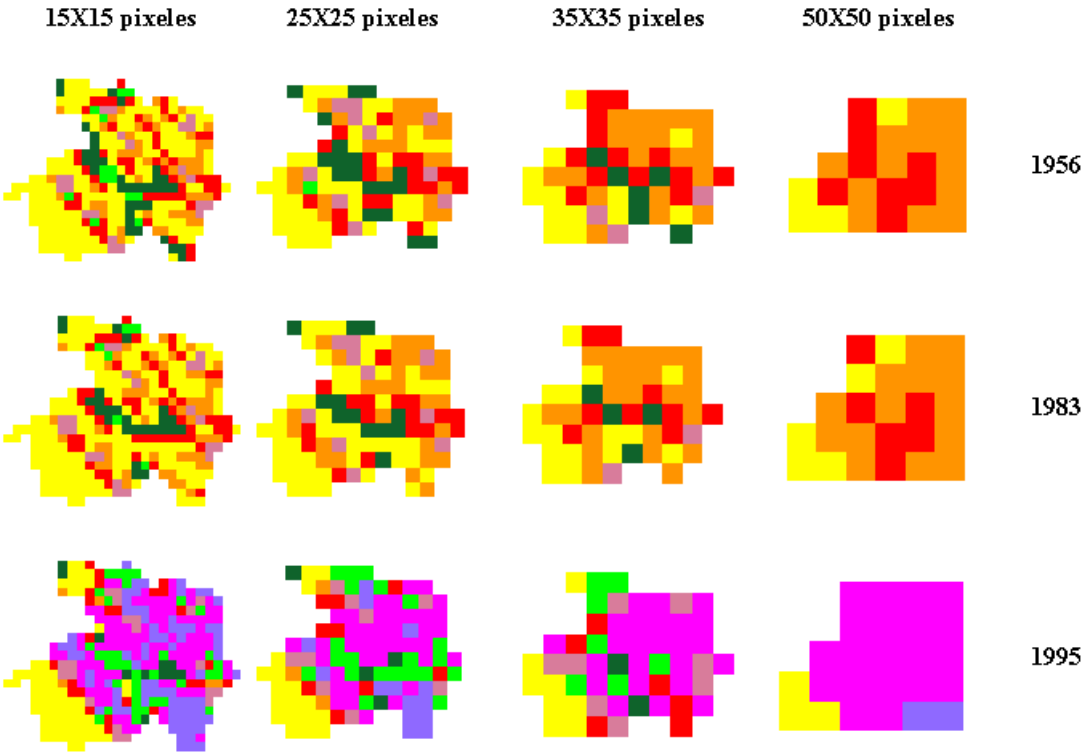

CLASES DE ESTRUCTURA. Tipología A
15X15 pixeles
25X25 pixeles
35X35 pixeles
50X50 pixeles
1956
1983
1995
Leyenda
1 pixel=0.1089 Ha.
Clase 1: Clase heterogénea. Dominan los tomillares y el mosaico de cultivos de secano con abandono
Clase 2: Mosaico de cultivos intensivos de secano con abandono, arbolado de Quercus spp., y mosaico de cultivos de secano con bosquetes y con parcelas abandonadas.
Clase 3 : Clase mixta: tomillares, mosaico de secano (parcelas 0.2 Ha.) con abandono, y regadío
Clase 4 : Tomillares, mosaico de cultivos de secano tradicionales con parcelas abandonadas, pastizales de fondo de valle y cultivos de secano con parcelas 0.2 Ha.
Clase 5 : Cultivos de secano de uso tradicional, regadío por pozos, pastizales y zonas urbanas.
Clase 6 : Secano (pequeñas parcelas), secano intensivo, bosques de Quercus spp, y algunos pastizales
Clase 7 : Secano tradicional, regadío con parcelas 0.5 Ha., secano intensivo y pastizales.
Clase 8 : Fuertemente dominante secano de pequeñas parcelas, y minoritariamente regadío por pozos.
Clase 9 : Casi exclusivamente cultivos de regadío por canales.
Clase 10 : Cultivos de regadío 0.5 Ha., cultivos de secano intensivo, tomillares y regadío intensivo.
15x15
25x25
35x35
50x50
Ejemplos de ventanas (clase 6)
(los colores representan diferentes UP)

Fig. I.1_13

CLASES DE ESTRUCTURA. Tipología B



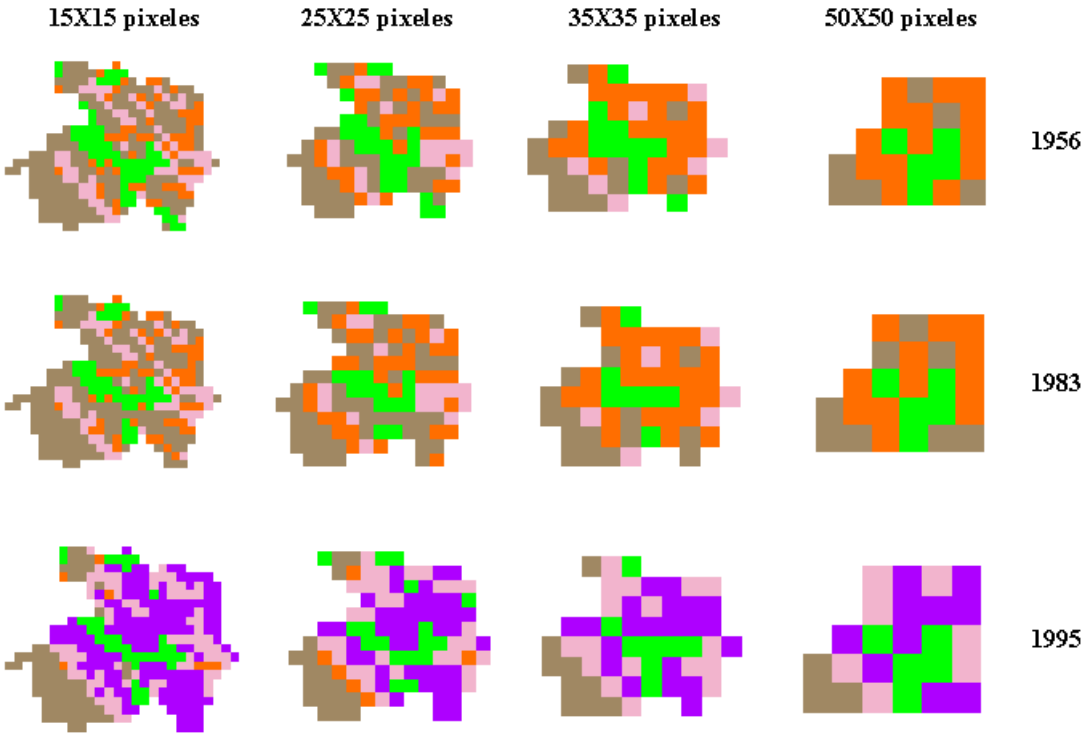
Leyenda

- **Clase 1:** Casi exclusivamente cultivos
- **Clase 2:** Mayoría cultivos, con algunos pastizales
- **Clase 3:** Dominan claramente los cultivos, con pastizales, y algunas masas forestales
- **Clase 4:** Mezcla de cultivos, mosaico cultivos-abandono, pastizales, y pueblos.
- **Clase 5:** Predomina el abandono (tomillares) y el mosaico cultivos-abandono, con pastizales.
- **Clase 6:** Mosaico cultivos-abandono dominando, con tomillares .
- **Clase 7:** Repartida entre mosaico cultivos-abandono, cultivos, masas forestales, pastizales y tomillares
- **Clase 8:** Principalmente masas forestales y cultivos.

1 pixel=0.1089 Ha.

Fig. I.1_15

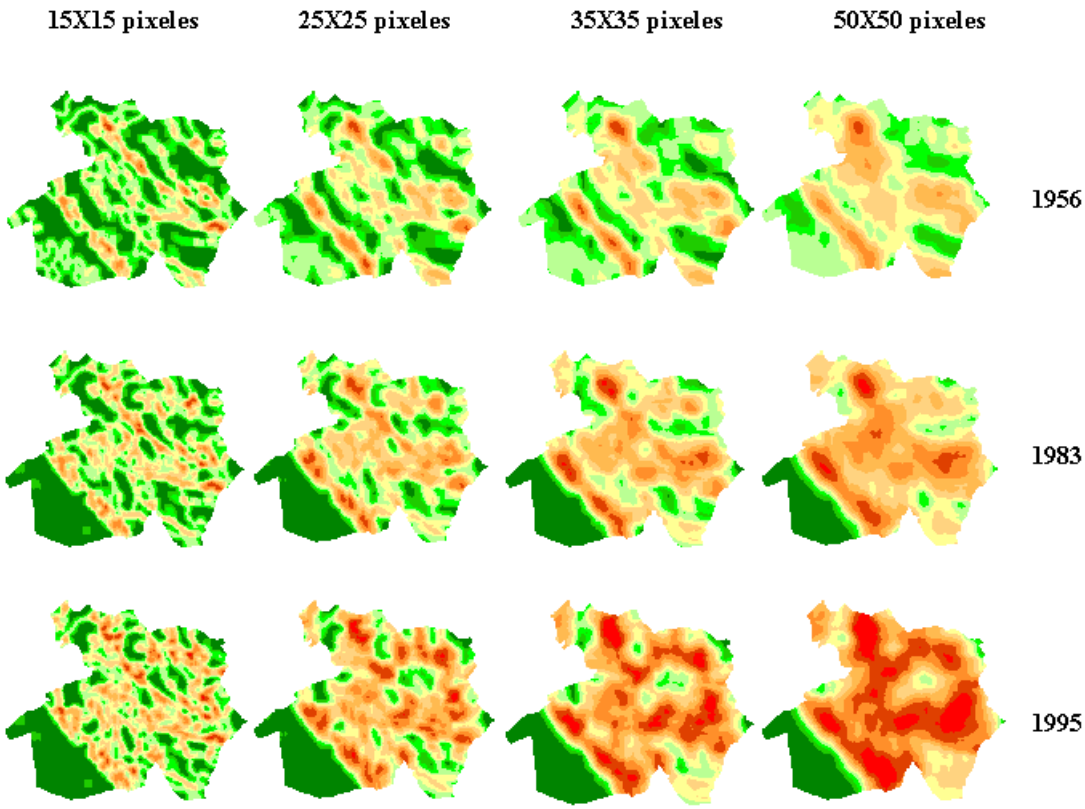
CLASES DE ESTRUCTURA. Tipología C



1 pixel=0.1089 Ha.

Fig. I.1_17

MAPAS HETEROGENEIDAD. Tipología A

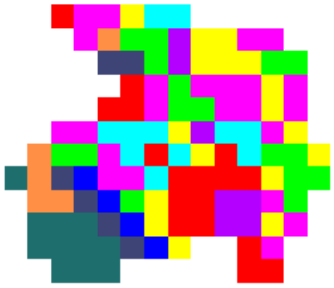


1 pixel=0.1089 Ha.

Fig. I.1_23

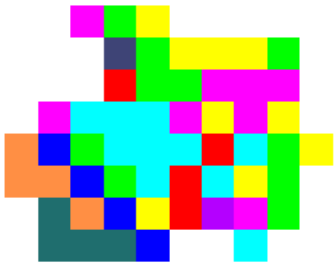
TRAYECTORIAS DE CAMBIO. Tipología A

15x15 pixeles

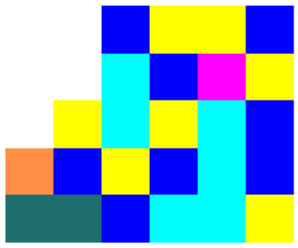


25x25 pixeles

1 pixel=0.1089 Ha.



35x35 pixeles



50x50 pixeles

Leyenda

Clase 1 : Secano tradicional que desaparece en 1983 ; secano con bosquetes que se incrementa en 1956-83, descediendo después ; secano intensivo que cae en 1995 ; secano (0.4 Ha.)+bosquetes+abandono, y secano intensivo+abandono, que aparecen en 1983-95 creciendo; pastizal+arbolado que se amplifica en 1983-95; arbolado que disminuye y luego no varía.

Clase 2 : Secano (0.2 Ha.) que decrece entre 1956-95 ; secano+bosquetes que aumenta y luego desciende; secano intensivo que alcanza importancia en 1983, y cae en 1995 ; secano + abandono, y tomillares que aparecen después de 1983 incrementándose; pastizales y arbolado que prácticamente no varían ; pastizal+arbolado que se amplifica en 1983-95.

Clase 3 : Secano 0.2 Ha. que disminuye entre 1956-95 ; pueblos invariables ; secano intensivo que aumenta en 1983, y cae en 1995 ; secano 0.2 Ha.+ abandono, tomillares, y arbolado de *Quercus pyrenaica+Q. fagínea*, que crecen entre 1983-95 ; pastizales y «bocage», que no cambian; y regadío (pozos) que se mantienen en 1956-83, descendiendo en 1995.

Clase 4 : Secano y regadío pequeñas parcelas que disminuyen hasta 1995; regadío por canales, que aumenta mucho en 1983, y luego se mantiene hasta 1995 ; pastizales que decrecen entre 56-83, y luego no varían ; mosaico de secano y regadío pequeñas parcelas con abandono, y tomillares, que se amplian desde 1983 a 1995 ; « bocage » constante.

Clase 5 : Secano (parcelas 0.2 Ha.), disminuye entre 1956-95 ; secano concentrado, se incrementa en 1983, para descender en 1995 ; pastizales, no se alteran ; secano+abandonado, tomillares y pinares, se incrementan en 1983-95.

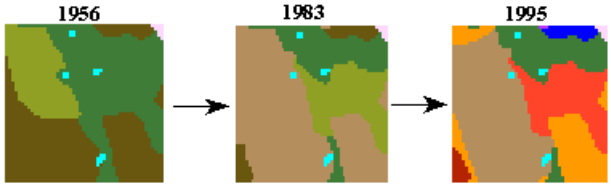
Clase 6 : Cultivos de secano (viñas y cereal), disminuyen hacia 1995 ; secano intensivo, tiene un pico en 1983 ; tomillares y pinares aumentan en el segundo período.

Clase 7 : Secano (parcelas 2.5 Ha.) ; aumenta hasta 1983, y desciende fuertemente hacia 1995 ; secano tradicional cae en 1983; en el segundo período, importante crecimiento de secano intensivo+parcelas abandonadas.

Clase 8 : Regadío por canales aumenta de 1956 a 1983; secano 0.2 Ha. cae en el primer período ; secano 2.5 Ha.+abandono se incrementa desde 1983.

Clase 9 : Regadío 0.5 Ha. que disminuye; regadío 4 Ha. que se incrementa en el primer período; pastizales y masas forestales de *Quercus pyrenaica+Q. fagínea*, que descienden hacia 1983; tomillares que aumentan en 83-95.

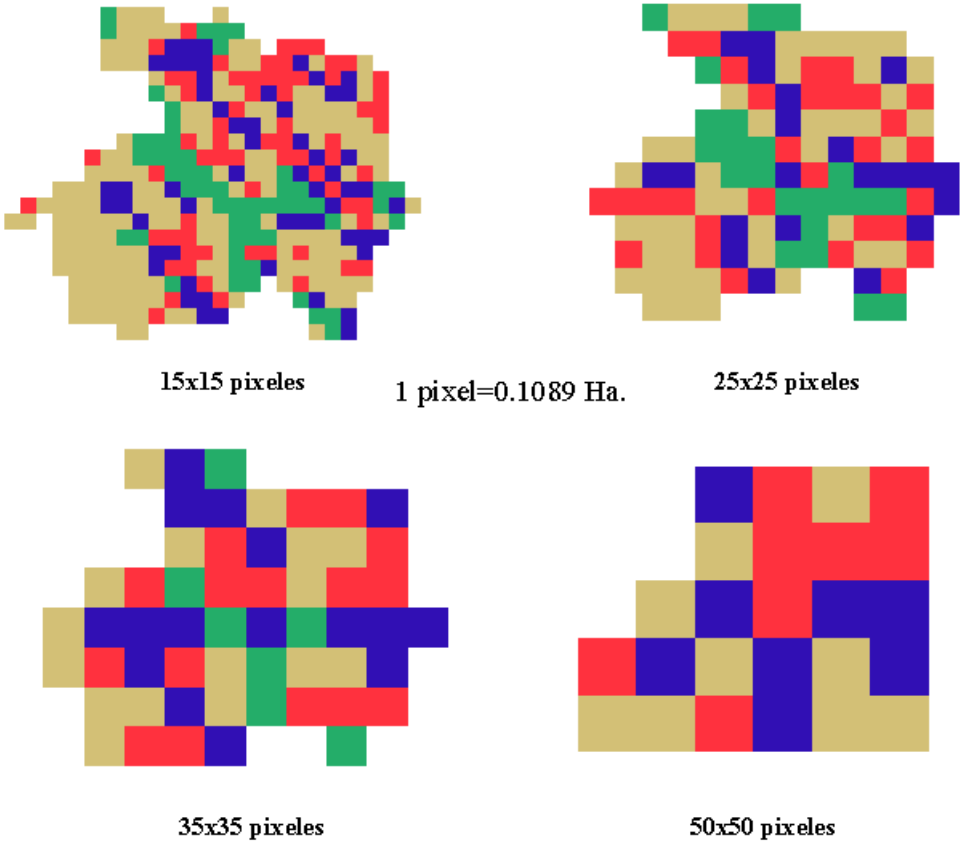
Clase 10 : Regadío 0.5 Ha. disminuye mucho en el primer lapso de tiempo; regadío 4 Ha. se incrementa en el primer intervalo de tiempo; masas de *Quercus pyrenaica + Q. fagínea*, descienden un poco en 1983 y luego se estabilizan.



Ejemplos de ventanas de 50x50 pixeles y su variaciónen el tiempo
Trayectoria cambio clase 7
(los colores representan diferentes UP)

Fig. I.1_30

TRAYECTORIAS DE CAMBIO. Tipología B



Leyenda

Clase 1: Cultivos fuertes y estables que se reducen, y tomillares que aumentan

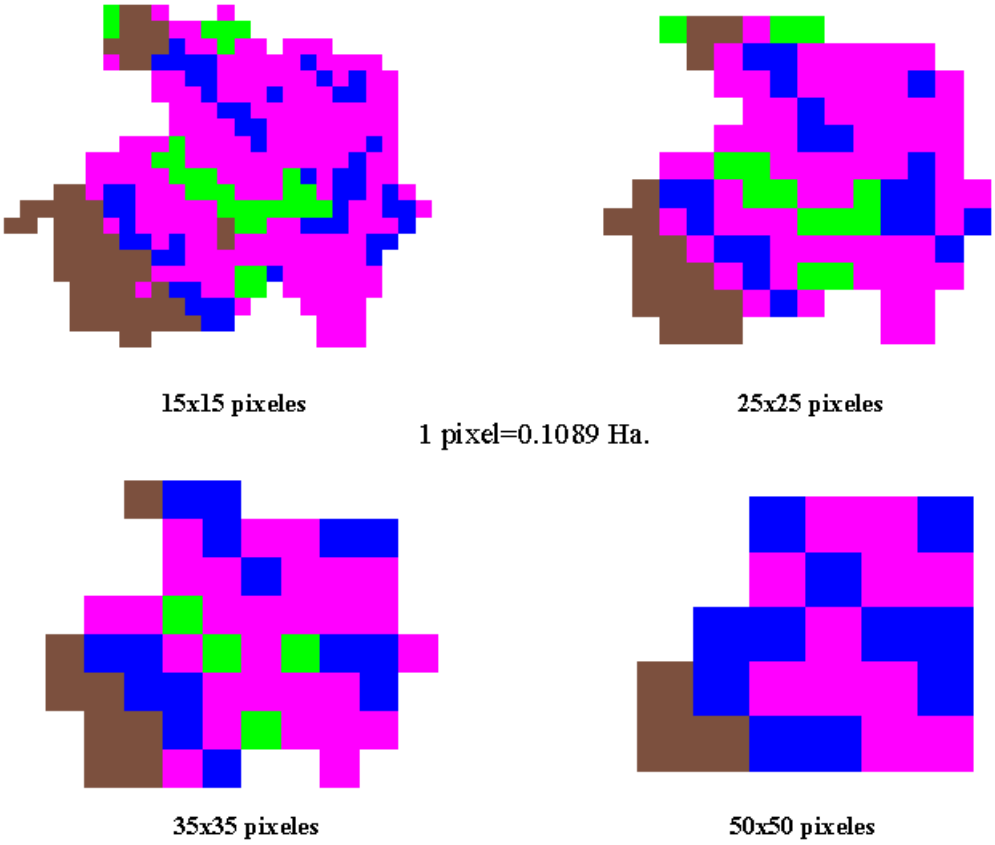
Clase 2: Cultivos estables que descienden, pastizales estables, tomillares y mosaico de cultivos - abandono incrementandose

Clase 3: Pastizales y pueblos estables, cultivos que aumentan y luego caen, algunas masas forestales que decrecen, mosaico cultivos-abandono y tomillares que se incrementan

Clase 4: Importantes masas forestales que disminuyen ligeramente, cultivos que aumentan un poco y luego descienden, abandono-cultivos y tomillares muy importantes que crecen fuertemente, pastizales que se incrementan

Fig. I.1_32

TRAYECTORIAS DE CAMBIO. Tipología C



Leyenda

Clase 1: Cultivos muy importantes y estables.

Clase 2: Cultivos fuertes que descienden mucho, y abandono que aumenta.

Clase 3: Pueblos y pastizales fuertes e invariables. Cultivos que decrecen y abandono que se incrementa.

Clase 4: Importantes masas forestales que disminuyen , cultivos que se reducen y abandono que se amplifica. Los pastizales se potencian ligeramente.

Fig. I.1_34

CAPÍTULO 2. FACTORES DE ORGANIZACIÓN DEL PAISAJE: NATURALEZA Y SOCIEDAD

OBJETIVOS

– Conocer los *factores naturales* y *humanos* causantes de la *formación del paisaje* en el Municipio de Chozas de Abajo, durante el período 1956-1995.

– Relacionar los *tipos de suelos,* y la *geología* , con la variación de las unidades de paisaje, durante el período de estudio.

– Abordar el *conocimiento histórico* de la modernización de las estructuras agrarias en este siglo.

– Analizar como los *factores socioeconómicos* (tipos de explotaciones agrarias, evolución demográfica) y *administrativos* (censos de cultivos, concentración parcelaria), intervienen en la organización del paisaje.

– Explicar la influencia de la *política de pagos compensatorios* de la UE, en los cambios de usos de las tierras.

Los atributos del paisaje (suelos, topografía, microclima, etc) son importantes para explicar los usos de las tierras porque cuando son favorables, frecuentemente dictan nuestra elección de paisajes particulares para usos específicos (IVERSON, 1988). Un conocimiento de las causas que originan los patrones puede ofrecer importantes oportunidades para los planificadores que se planteen aumentar la biodiversidad y la calidad ambiental en el contexto de los programas y políticas de manejo (SIMPSON *et al.,* 1994).

En este capítulo, se tratan de analizar someramente los factores, tanto físicos como socio-económicos, políticos y geográficos, que más han podido influir en el dramático cambio de los patrones paisajísticos, producido en la segunda mitad del siglo en la zona de estudio, un municipio de economía tradicionalmente agrícola.

1. RELACION ENTRE LAS UNIDADES DEL PAISAJE Y LA CARTOGRAFIA TEMATICA

Para el conocimiento de las posibles relaciones entre el paisaje y las características físicas del medio (geología, edafología), se realizaron *histogramas de relación*, y *tests de* Küllback, que permitieron extraer algunas conclusiones acerca de las causas de los cambios de usos de las tierras, producidos en el término municipal de Chozas de Abajo durante la segunda mitad del siglo (1956-1995). De las tres tipologías definidas en el *capítulo 1* para las unidades paisajísticas, se seleccionó la intermedia (tipología B) para la realización de los análisis, por ser ésta la más adecuada para la comprensión del fenómeno del abandono de tierras. Como datos de partida, se utilizó una base de datos que contenía la información correspondiente a las unidades de paisaje en 1956, 1983, 1995 (*cf. fig. I.1-7)*, la geología y la edafología (*cf. fig. I.1-3-4)*, para cada uno de los 82019 pixeles obtenidos al rasterizar en IDRISI la cartografía paisajística y temática.

1.1. HISTOGRAMAS DE RELACION ENTRE GEOLOGIA-PAISAJE

Se realizaron los *histogramas de relación* para cada año de estudio (1956, 1983 y 1995) entre las unidades de paisaje y las unidades lito-gemorfológicas definidas, siguiendo el mismo método que en el *capítulo 1* para la transición del paisaje de un año a otro.

En la *fig. I.2-1* se puede ver a qué unidades geológicas corresponde cada unidad paisajística a lo largo del período 1956-1995, y tratar de comprender los cambios de usos de las tierras en base a la geomorfología y litología de la zona de estudio. Así, se observa que los pueblos se sitúan en el Terciario y en las terrazas medias. Las lagunas, en las arcillas y limos con arenas y conglomerados, y también en las terrazas medias. Los pastizales se sitúan sobre las arcillas y limos con arenas y conglomerados del Cuaternario, y en las arcillas y margas del Terciario. Las masas forestales se reparten entre las terrazas medias y el Terciario, similarmente a los cultivos que además se localizan en las terrazas medias-altas. El abandono de las tierras tiene lugar especialmente sobre los cultivos localizados en los coluviones, terrazas medias-altas y medias, y además en el Terciario.

1.2. HISTOGRAMAS DE RELACION SUELOS-PAISAJE

La *fig. I.2-2* representa los porcentajes de cada tipo suelo correspondientes a cada unidad paisajística considerada. Así, se puede observar como casi el 50 % de la superficie ocupada por los pueblos se sitúa sobre Cambisoles calcáricos y húmicos, y el 60 % de las lagunas sobre Cambisoles húmicos y Fluvisoles dísticos y gleicos. En cuanto a los pastizales, se ubican preferentemente sobre Fluvisoles, y en menor proporción sobre Cambisoles (que son los mejores tipos de suelos presentes en la zona de estudio).

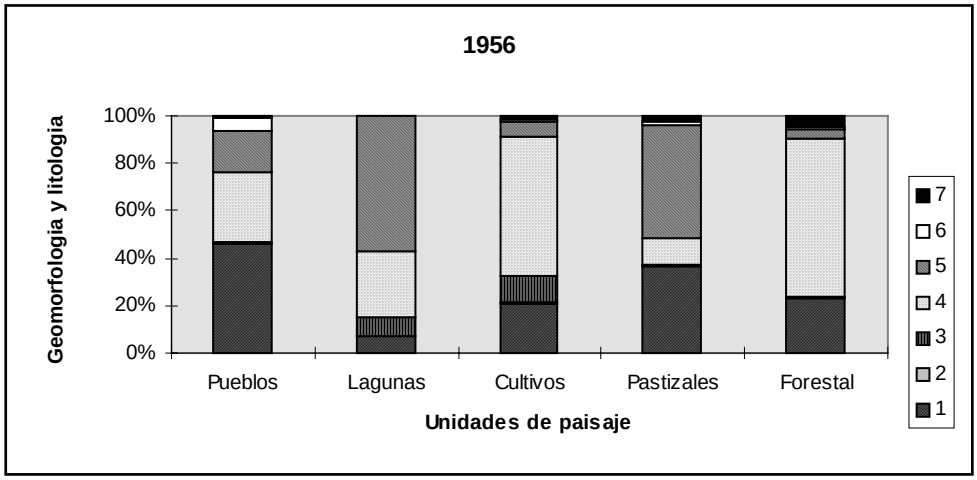


Fig. I.2-1.a

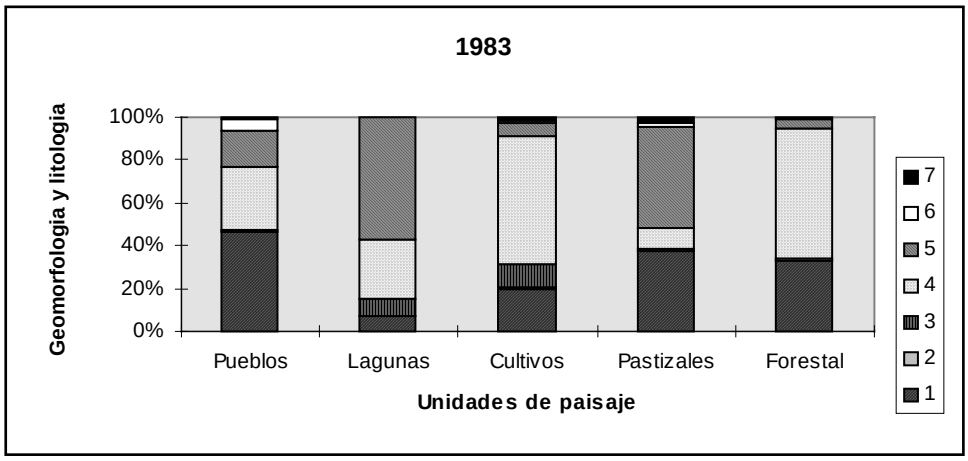


Fig. I.2-1.b

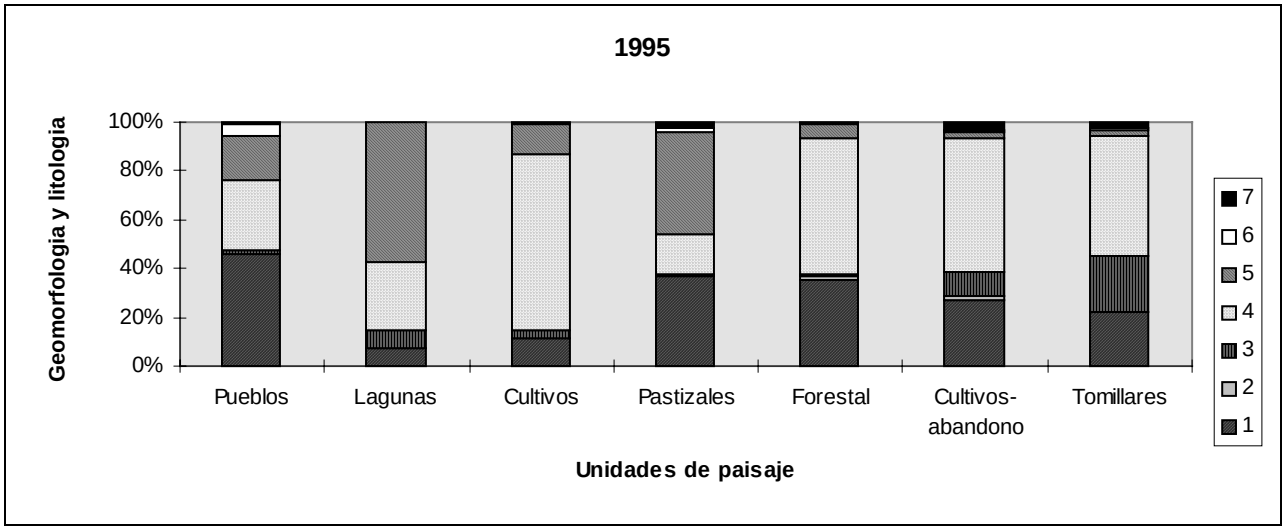


Fig. I.2-1.c

Fig. I.2-2: Histogramas geología - unidades paisajísticas para 1956, 1983 y 1995. Las unidades geológicas son 1: Terciario, 2, 3, 4: terrazas altas, medias-altas y medias, respectivamente (gravas y arenas), 5: arcillas, limos, arenas y conglomerados, 6: abanicos aluviales, 7: coluviones (*cf. fig.I.1-3).*

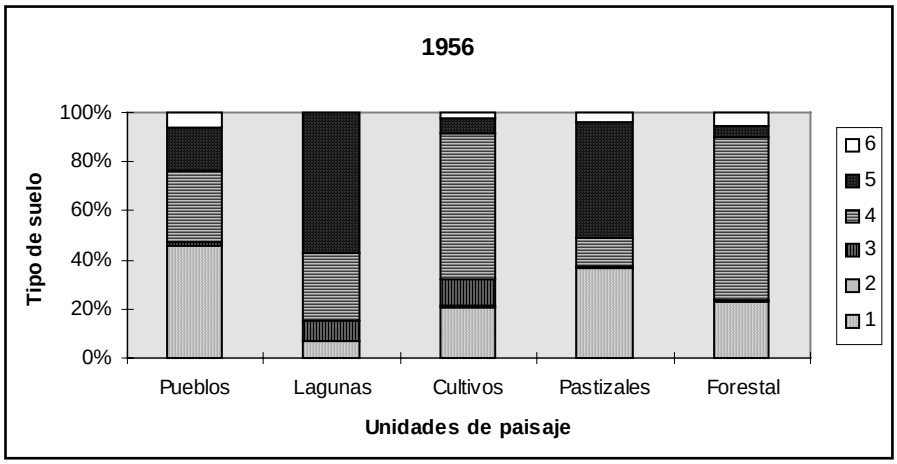


Fig. I.2-2.a

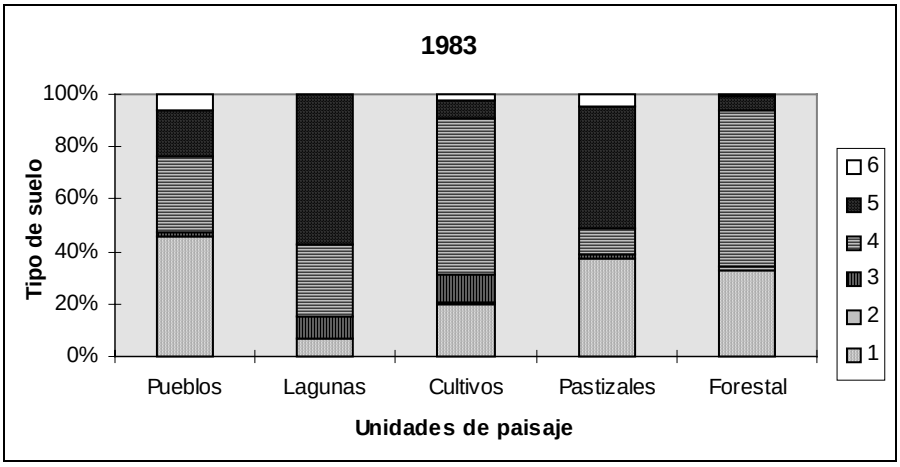


Fig. I.2-2.b

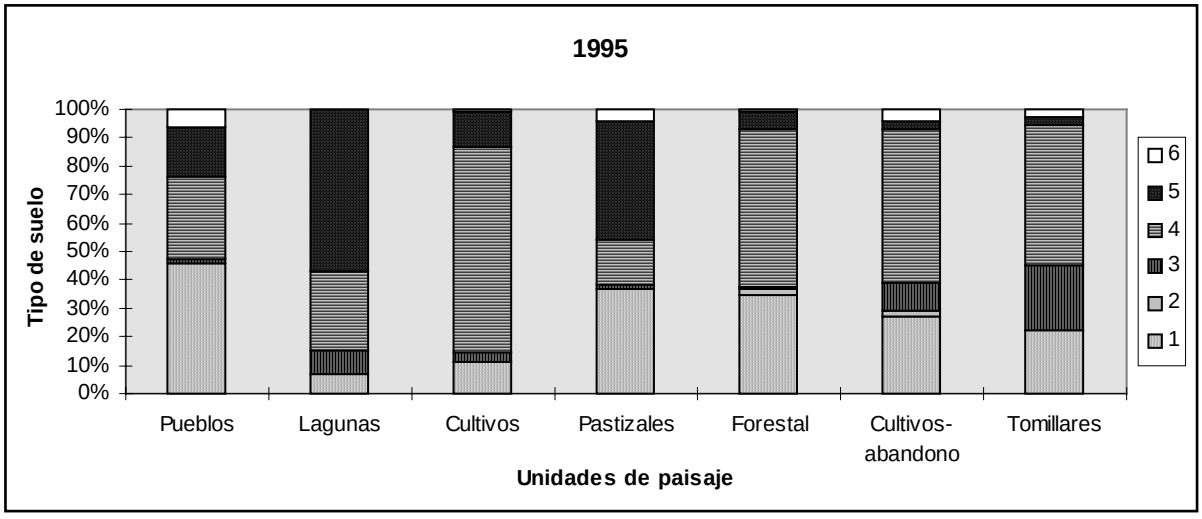


Fig. I.2-2.c

Fig. I.2-2: Histogramas de relación entre la edafología y las unidades paisajísticas para los años 1956, 1983 y 1995. Los tipos de suelos son 1: Cambisoles calcáricos y húmicos, 2, 3, 4: Luvisoles háplicos y crómicos, 5: Cambisoles húmicos y Fluvisoles dístricos y gleicos, 6: Leptosoles dístricos y Regosoles (*cf. fig.I.1-4).*

En 1956, los cultivos, al igual que las masas forestales, ocupan Luvisoles háplicos y chrómicos, en un 70 % (suelos de calidad intermedia), Cambisoles en un 20 % (suelos buenos), y en mucha menor cantidad Leptosoles dístricos y Regosoles (los peores). En el período 1956-1983, caracterizado por la intensificación agrícola, los Leptosoles y Regosoles cubiertos por masas forestales, así como un pequeño porcentaje (aproximadamente un 10 %) de Luvisoles (ambos tipos son las categorías de peor calidad) pasan a ser ocupados por cultivos. En 1995, se produce un abandono generalizado que afecta especialmente a los cultivos situados sobre los peores suelos (Leptosoles, Regosoles y Luvisoles del tipo 3), y en menor medida a los Cambisoles y Fluvisoles, los más fértiles.

1.3. TEST DE KÜLLBACK

El *test de Küllback* se realizó utilizando el programa ZEPHYR, solamente para analizar las interacciones entre el paisaje y los suelos, dada la elevada correlación entre edafología y geología. También se testó la redundancia de cada paisaje con los años anteriores, para conocer si el cambio de los usos se debía a características físicas y/o usos anteriores. Dado que la cantidad de datos (82019 pixeles) superó la capacidad del programa estadístico, se seleccionaron varias muestras al azar (con 10000 pixeles cada una), y se observó que los resultados eran similares en todas ellas. Por eso se presentan solamente los valores de redundancia obtenidos en una de las muestras (ver *tabla I.1-1*). Los resultados fueron en todos los casos significativos (el nivel de significación adoptado fue $p<0.05$).

La mayor redundancia del paisaje con los tipos de suelos fue para el año 1983 (intensificación), cuyo patrón fue similar al de 1956 (uso tradicional) en un 86%, seguido de 1956, con un valor muy próximo. En 1995 (abandono), se encontró el valor más pequeño del test para la relación suelos-paisaje, siendo también su redundancia con los patrones de años anteriores menor que en el primer caso.

	SUELO	**1956**	**1983**	**1995**
1956	13.63%	***	***	***
1983	14.89%	85.87%	***	***
1995	9.83%	32.87%	37.7%	***

Tabla I.2-1: Valores de redundancia obtenidos con el test de Küllback, entre las unidades paisajísticas correspondientes a cada año de análisis y los tipos de suelo.

Existe una relación significativa entre las unidades paisajísticas y los tipos de suelo y de litología-geomorfología en la zona de estudio. El abandono de las tierras se produce especialmente en las terrazas medias y medias-altas, y en los Luvisoles háplicos y chrómicos que los recubren (siendo estos suelos de mala calidad, y los más abundantes en la zona de estudio).

2. ASPECTOS HISTORICOS DE LA MODERNIZACION DE LAS ESTRUCTURAS AGRARIAS

La modernización de la agricultura española, a diferencia de otras agriculturas europeas, se ha efectuado en dos fases bien diferenciadas temporalmente, en ambos casos con un gran coste social.

Así, el gran cambio en la estructura de la propiedad se produjo en el siglo pasado a raíz de las desamortizaciones civil y eclesiástica. Pero el cambio no fue más allá, los sistemas de explotación permanecieron inalterados, cubriéndose las necesidades de una población creciente mediante la ampliación de la superficie cultivada, y no con una intensificación de los sistemas de cultivo y el aumento subsiguiente de los rendimientos. Esta mutación no se produciría hasta bien entrado el siglo actual, debido al éxodo rural y al cambio en la demanda en la sociedad española.

A principios del siglo, la política agraria era fundamentalmente técnica y apenas había transformado la agricultura española. La principal línea de actuación era la ampliación de la superficie regada, pero su puesta en práctica era lenta por la falta de interés de la iniciativa privada. Con la llegada de la II República (1934), el Estado asumió la totalidad de las actuaciones e inició una Reforma Agraria, que dió más trascendencia al tema de la tierra y su propiedad, intentando racionalizar la producción y alcanzar una mayor justicia social. Tras la Guerra Civil (1936-1939), que abortó, entre otras cosas, la reforma agraria republicana, la agricultura española sufrió una profunda crisis resultado de la situación post-bélica (destrucciones, carencia de medios de producción, etc). Durante el régimen de Franco (1939-1975), la ausencia de una política agraria estructurada fue la tónica, siendo la política de colonización el hecho más destacable. En esta época, la ampliación del regadío, se concibió como una alternativa a la reforma de la agricultura española, necesitada de urgentes cambios estructurales. A finales de 1952, comenzó de forma experimental la puesta en práctica de la concentración parcelaria, que se generalizó en 1959. Es cierto que las dimensiones de las parcelas (en Galicia, en esta época el tamaño de la parcela era 0.17 Ha.) y su dispersión espacial, hacían inviable cualquier intento de cambio en los sistemas de cultivo. Castilla-León fue una de las regiones más afectadas por esta concentración parcelaria. El sustancial cambio político que significó la muerte de Franco, se concretó en un régimen democrático en el que las Comunidades Autónomas podían asumir competencias, entre otras materias, en agricultura y ganadería. En este período, la política agraria ha sido muy dinámica y compleja dada la conjugación de tres factores esenciales: el cambio político, la crisis económica y la entrada en la UE. Las negociaciones para la adhesión de nuestro país a la UE, han determinado la política española de los últimos años. A este respecto, las directrices comunitarias en el terreno de las estructuras agrarias tienden a apoyar solamente las explotaciones más competitivas, tratando de eliminar las restantes con el menor coste social posible (*Cf.* SAENZ, 1990; RINCON & VALVERDE, 1992).

3. FACTORES SOCIOECONOMICOS Y ADMINISTRATIVOS

3.1 LA PROPIEDAD DE LA TIERRA, LAS EXPLOTACIONES AGRARIAS Y LA CONCENTRACION PARCELARIA

La distribución de la tierra en España se define contrariamente a la situación de otros paises europeos, por el predominio de los valores extremos, concentración y atomización de la propiedad. Existe además un distinto comportamiento regional y una importante dualidad espacial que, contrapone un Norte con predominio de la pequeña y mediana propiedad, frente al Sur, donde los grandes propietarios monopolizan la posesión de la tierra. En la meseta Norte, las propiedades más pequeñas ocupan más de un tercio de la superficie catastrada, y su inadecuación se acrecienta además ante una dispersión parcelar que imposibilita el incremento del tamaño de la propiedad. Esta atomización, aunque paliada por la concentración parcelaria, hace más explicable la crisis de la agricultura, su caracter arcaizante y su papel alimentador del éxodo rural (SAENZ, 1990). Es importante aclarar que aunque la concentración parcelaria puede permitir la creación de parcelas más rentables por su mayor tamaño, también supone fundamentalmente la aparición de un nuevo paisaje agrario, más simplificado y con una fuerte reducción del número de especies animales y vegetales, al sustituir las formas tradicionales de cultivo por la intensificación del monocultivo (GOMEZ-OREA, 1994).

La propiedad de la tierra confiere el derecho de uso, pero éste no siempre coincide con el ejercicio del mismo, por eso es necesario diferenciar entre propiedad y explotación[*]. Actualmente, en España, debido al excesivo precio de las tierras, el pequeño o mediano propietario trata de incrementar el tamaño de la explotación arrendando más tierras. La tendencia general en los últimos años es a la disminución en el número de explotaciones, especialmente las más pequeñas y marginales (que no han sido capaces de adaptarse a un sistema competitivo), en favor un tamaño medio más grande. Las explotaciones menores de 5 Ha., que son más del 60% del total, reúnen poco más del 5% de la superficie censada. Normalmente, se produce una inversión entre tamaño de la explotación y calidad e intensidad de los aprovechamientos, es decir cuanto mayor es el tamaño de las explotaciones, mayor peso adquieren las tierras no labradas y menor el regadío (SAENZ, 1990).

A partir del análisis realizado por MARIN (1993) sobre el mercado de la tierra agraria en la provincia de León, se puede inferir la enorme importancia de la pequeña explotación, caracterizándose como agricultura familiar (ver también MARTINEZ & GROVES-RAINES, 1992). El tamaño medio de la explotación se ha incrementado mucho desde la mitad del siglo, siendo en 1962 de 15.20 Ha., y en 1982 de 21.79 Ha., sin embargo debe tenerse en cuenta que

[*] Se considera como explotación « la unidad técnico-económica de la que se obtienen productos agrarios bajo la responsabilidad de un empresario » (*cf.* SAENZ, 1990). Para SANCHO COMINS (1995) es la « auténtica célula que anima la actividad en el campo », en ella se toman decisiones y se experimentan los cambios fundamentales en orden técnico y económico que luego repercuten en el paisaje.

la mayor parte de la superficie comprendida en las explotaciones de gran tamaño es forestal. En 1982, había un gran número de explotaciones sin tierras, y sobre todo un número muy importante de explotaciones <1 Ha., que manifiestan un fenómeno de agricultura a tiempo parcial y de producción para el autoconsumo. Pero la mayor parte de las explotaciones (el 70.4%) se concentran en las categorías 1-5 Ha., 5-10 Ha., y 10-20 Ha., siendo las primeras las de más peso. Además las explotaciones comprendidas entre 20 y 200 Ha. han crecido mucho gracias a la desaparición de las más pequeñas y marginales, como ya se comentó antes.

En cuanto al régimen de tenecia, la propiedad supone el 75% del total de las tierras (MARTINEZ & GROVES-RAINES, 1992).

En Chozas de Abajo, el tamaño de las explotaciones más frecuente es <5 Ha., y en menor medida 5-10 Ha., y 10-20 Ha. La superficie media de las parcelas de propiedad es <0.5 Ha. (M.A.P.A., 1977a,b). En general, las parcelas >1 Ha. proceden de la concentración parcelaria, o bien son fincas comunales o unidas por herencias, ventas, etc. La concentración parcelaria se llevó a cabo solamente una vez (JUNTA DE CASTILLA Y LEON, *com. pers.*):

- En el *secano*, la investigación comenzó en 1971, en 1975 se tomó posesión y en 1985 se entregaron los títulos.

- En el *regadío*, la investigación empezó en 1971, en 1973 se tomó posesión, se amojonó y se comenzaron a trabajar las tierras ya concentradas. Los títulos fueron entregados en 1980.

En 1993, se inició un nuevo proyecto de concentración, en la zona de Fojedo-Mozóndiga-Méizara-Villar de Mazarife, pero aún no se ha tomado posesión de estas tierras.

La integración de España en la UE presenta sin duda un carácter problemático para la agricultura leonesa, debido a que genera producciones de tipo continental, similares a las obtenidas en la UE, por lo que no gozará de las ventajas de complementariedad de la agricultura de tipo mediterráneo, en un contexto de baja productividad debida al clima, al suelo y a las deficientes estructuras agrarias. Se obtienen por lo tanto similares productos agrarios en peores condiciones de competitividad. Las explotaciones débiles van a competir en un entorno en el que, hasta ahora, los más débiles han desaparecido, y los más fuertes se han reafirmado (MARIN, 1993).

3.2. CENSOS DE ESTADISTICA AGRARIA

Se utilizaron los datos cedidos por la Secretaría General Técnica (Instituto de Relaciones Agrarias) del M.A.P.A., relativos a las superficies ocupadas por los cultivos agrícolas en el municipio de Chozas de Abajo, para el período 1974-1996, con el objeto de conocer las tendencias al alza o a la baja de los cultivos más comunes en la zona de estudio. Se ha centra-

do la atención en los cultivos de secano más que en los de regadío, por ser éstos los más afectados por al abandono de tierras.

Las *fig. I.2-3-4*, muestran una tendencia complementaria en la evolución de las superficies de los cultivos con y sin irrigación, con una tendencia general a la reducción del secano, y al mantenimiento del n° Ha. dedicadas al regadío. Así mismo, en la *fig. I.2-5*, se aprecia el incremento de los eriales en el término municipal durante los últimos años, duplicándose su importancia cuantitativa.

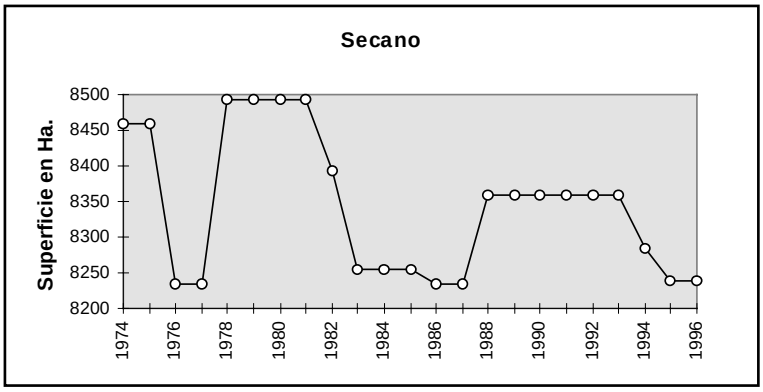


Fig. I.2-3: Evolución de la superficie municipal ocupada por el secano (en la Estadística se incluyen como tal no sólo los cultivos, sino también los pasizales, terreno forestal, eriales y otras superficies)

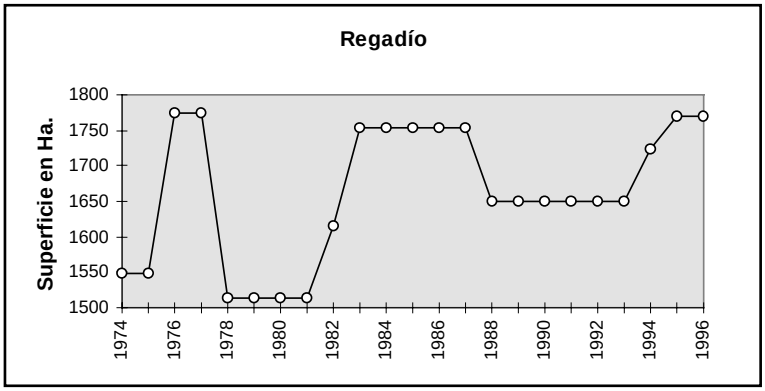


Fig. I.2-4: N° Ha. dedicadas a cultivos de regadío entre 1974-1996 en Chozas de Abajo

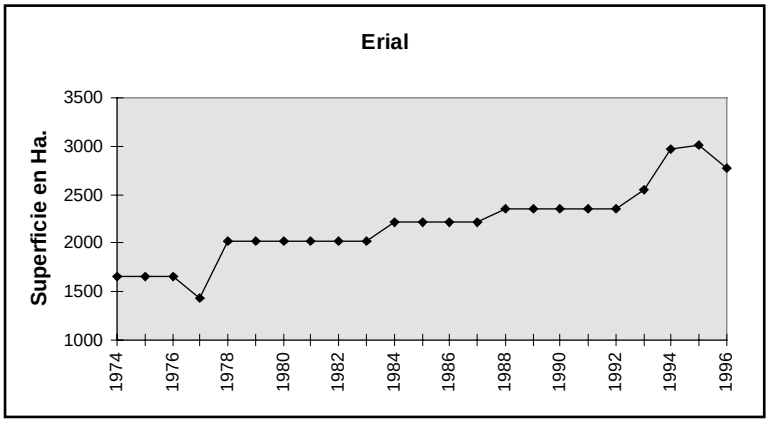


Fig. I.2-5: Aumento de los eriales en los últimos 20 años en Chozas

Dentro del secano, la *fig. I.2-6* representa el descenso de los cultivos leñosos (viñas), herbáceos (cereales) y del barbecho, siendo los primeros los que manifiestan una reducción más importante. En el regadío (*fig. I.1-7)*, son los cultivos herbáceos los mejor representados, presentando además unas superficies de ocupación bastante estables, la proporción de barbechos y leñosas (frutales) es insignificante.

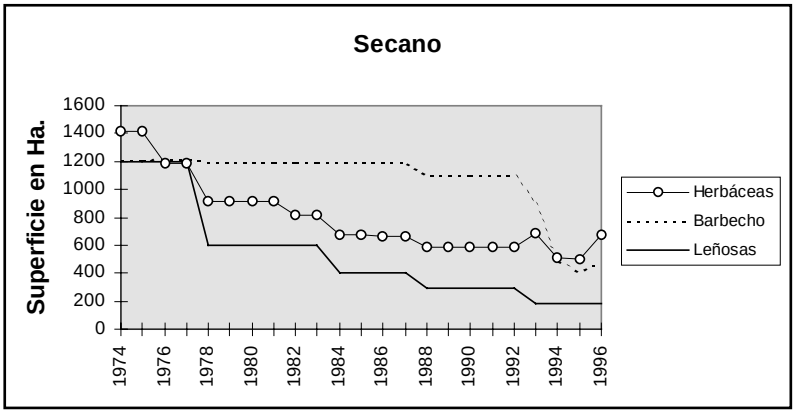


Fig. I.2-6: Evolución de la superficie ocupada por los cultivos de secano herbáceos, leñosos y barbechos en Chozas de Abajo en el período 1974-1996

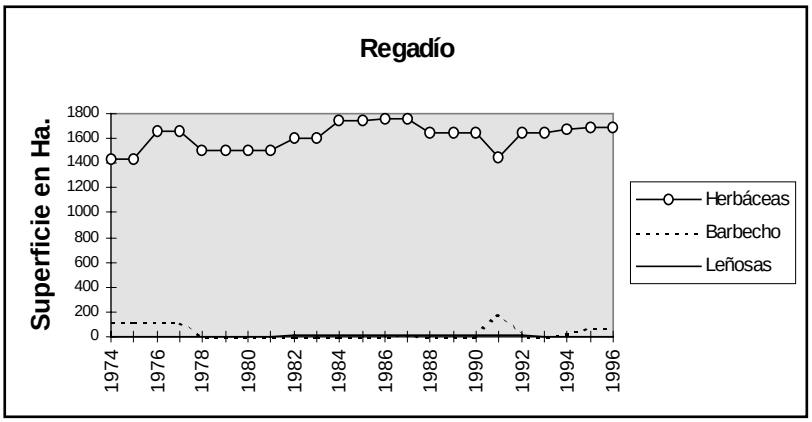


Fig. I.2-7: Evolución de la superficie ocupada por los cultivos de regadío herbáceos, leñosos y barbechos en Chozas de Abajo en el período 1974-1996

En las *fig. I.2-8-9*, se representa cómo dentro de los cultivos de secano, las viñas y el trigo (posiblemente los cultivos con más tradición en la zona de estudio), disminuyen de una forma alarmante en los últimos tiempos, siendo este descenso compensado a partir de 1993, por el incremento de las proteaginosas. Esta impresionante caída del viñedo es debida a que en nuestro país, una buena parte de este cultivo se extiende por tierras agrarias marginales como única alternativa posible, generando muy bajos rendimientos (SAENZ, 1990).

Para finalizar, es necesario aclarar que las conclusiones extraídas de este tipo de datos estadísticos, han de ser asimiladas con cuidado, como magnitudes o tendencias, pero nunca como cifras exactas, dada la dudosa confianza que a veces ofrecen los censos agrarios. Este carácter manifiestamente mejorable de las estadísticas españolas, es realmente un grave problema ya que no sólo existe una carencia de información sino que, a veces, ésta es contradictoria. «Sin duda, una buena información estadística es cara, pero también es propia de países desarrollados» (SAENZ, 1990).

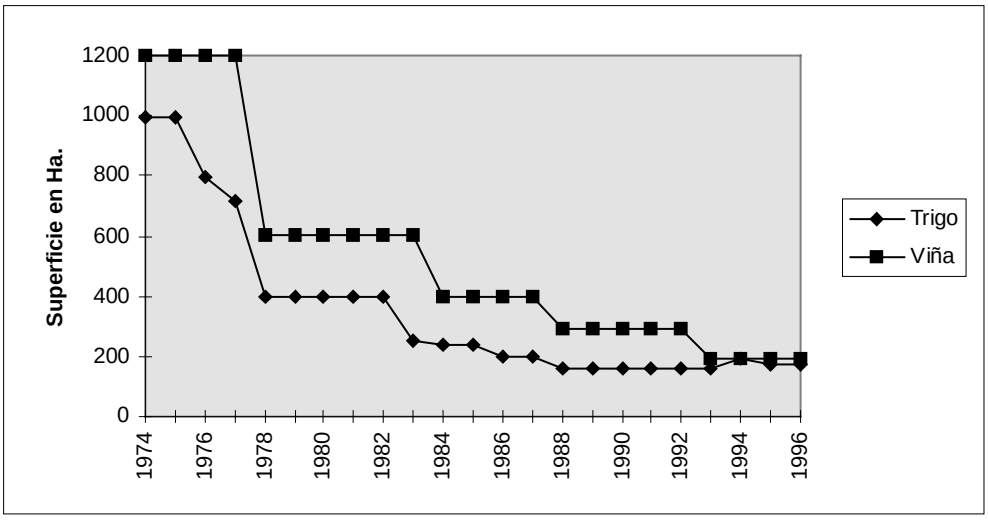


Fig. I.2-8: Descenso en la superficie ocupada por las viñas y el trigo entre 1974-1996, en el secano municipal

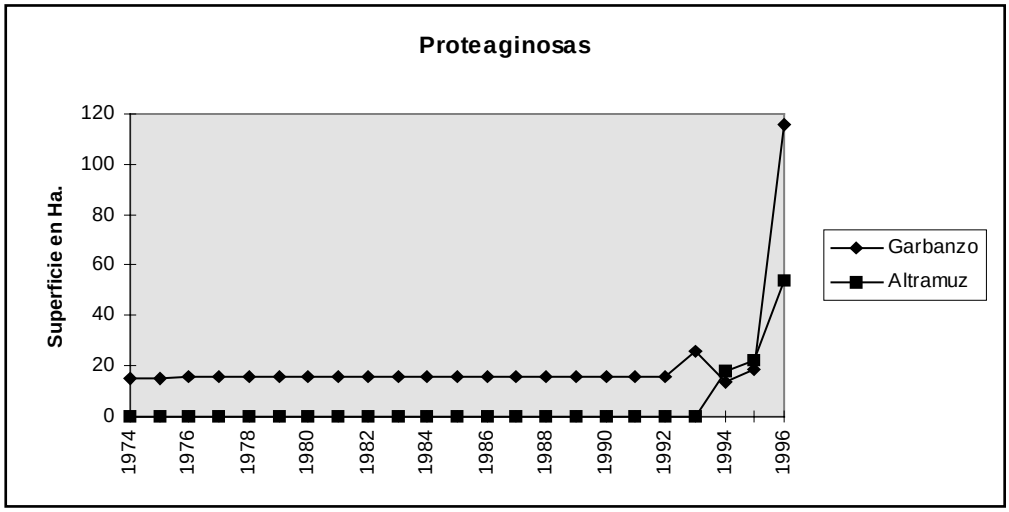


Fig. I.2-9: Incremento en el número de Ha. de secano ocupadas por proteaginosas a partir de 1993

Según los datos cedidos por la Secretaría General Técnica del M.A.P.A., durante los últimos 20 años en el municipio de Chozas de Abajo, se mantiene la superficie ocupada por el regadío ydisminuye el secano (principalmente trigo y viñas) que pasa en su mayoría a eriales hasta 1993, en que se produce un importante aumento de las proteaginosas (especialmente garbanzo y altramuz).

3.3. EVOLUCION DEMOGRAFICA Y EXODO RURAL

En los años 80, 72000 trabajadores, por término medio, han abandonado cada año el campo en España, lo que supone un total de 720000 entre 1982-1993 (EL PAIS, 13 de Mayo de 1993). El REGLAMENTO CEE 2079/92, que contempla la jubilación anticipada en la agricultura, puede ser un factor que favorezca aún más el éxodo rural, ya que éste supone no sólo un desplazamiento espacial, sino también sectorial, es decir un cambio de actividad económica (SAENZ, 1990). Los pueblos de economía básicamente agrícola, en general, se caracterizan por un escaso poder social (que se traduce en marginación), por una escasez de

recursos y por un envejecimiento de sus habitantes (MARTINEZ & GROVES-RAINES, 1992).

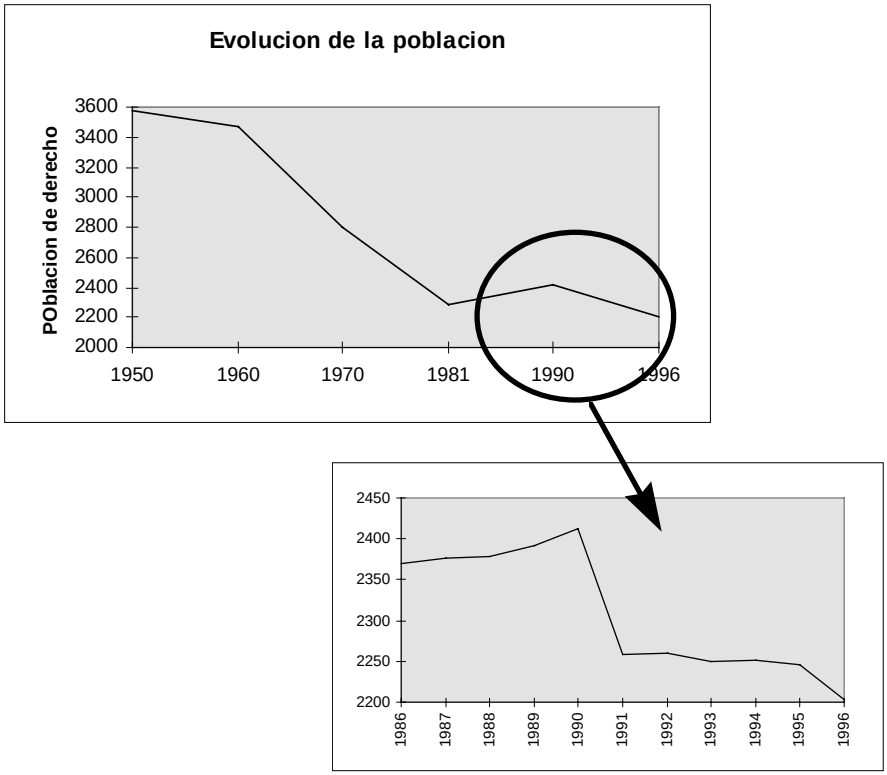


Fig. I.2-10: Disminución de la población de derecho en el municipio de Chozas de Abajo en la segunda mitad del siglo

La población municipal de Chozas de Abajo, descendió considerablemente desde el año 1950 hasta la actualidad, como se refleja en la *figura I.2- 10*, pasando de 3582 habitantes de derecho en 1950, a 2203 en 1996.

La *fig. I.2-11* representa la población de hecho, durante la segunda mitad del siglo, y cómo disminuye de forma más importante el número de mujeres que de hombres.

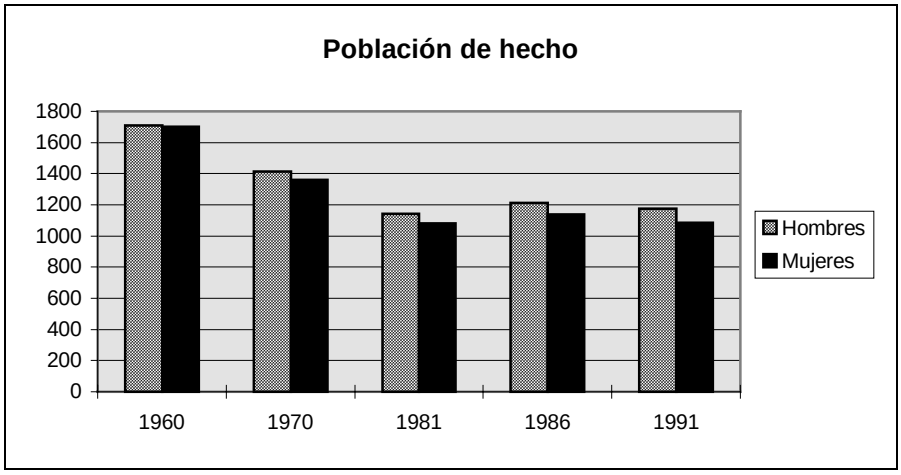


Fig. I.2-11: Población de hecho en Chozas de Abajo, repartida por sexos

4. FACTORES POLITICOS: POLITICA DE PAGOS COMPENSATORIOS Y RETIRADA DE TIERRAS (CULTIVOS HERBACEOS)

Aunque la retirada de tierras fomentada por la Poliítica Agrícola Común., ya comenzó a producirse en Castilla-León en 1989, es conveniente comentar el sistema de pagos compensatorios y retirada de las tierras establecido en la reforma de 1992, ya ésta que parece haber tenido una gran importancia en la zona de estudio, al potenciar aún más la tendencia a la retirada de la producción de las tierras en el secano municipal observada en los últimos años.

La organización común de los mercados en el sector de los cereales se establece por el REGLAMENTO CEE 1466/92, modificado por el REGLAMENTO CEE 1866/92 (*cf.* M.A.P.A., 1995). El nuevo sistema tiene por objeto gestionar conjuntamente los cereales, las oleaginosas y proteaginosas, dada la interdependencia de los tres tipos de cultivos.

Los dos pilares del nuevo sistema son, la retirada de tierras anual y el pago compensatorio a la reducción del precio de los cereales (*cf.* M.A.P.A., 1995; JUNTA DE CASTILLA Y LEON, 1997).

Este pago es solamente concedido si el agricultor acepta poner en barbecho un determinado porcentaje de sus cultivos herbáceos. Su importe se fija por Ha. y se concede en función de la superficie básica regional (que se define como el número medio de Ha. de una región destinado a cultivos herbáceos y al barbecho quinquenal en los años anteriores).

En cuanto a la retirada de tierras, se han establecido dos regímenes:

- *Régimen general*: Abierto a todos los productores. Los agricultores que se acojan a este régimen, están sujetos a una *retirada obligatoria* de un porcentaje (actualmente un 5%, hasta la campaña 93/94 era el 15%) de la tierra de su explotación dedicada a cultivos herbáceos percibiendo por ello una compensación. Además de la retirada obligatoria, existe una *retirada voluntaria*. Mediante ésta, se puede retirar de la producción un porcentaje tal que la suma de las superficies retiradas no exceda la superficie de herbáceos para los que se solicitan pagos compensatorios. Las tierras retiradas de la producción pueden utilizarse para la obtención de productos no alimentarios.

- *Régimen simplificado*: Si el agricultor produce menos de 92 Tm. de cereales, no hay retirada de tierras obligatoria. Estos perciben el pago compensatorio en la proporción aplicable a los cereales para toda las superficies sembradas de herbáceos. Estos pequeños productores pueden acogerse a cualquiera de los dos regímenes.

Independientemente de las retiradas mencionadas, los agricultores de secano que pretendan solicitar pagos compensatorios, deben dejar en barbecho tradicional un porcentaje de las tierras por el que no cobran.

Los dos tipos de retirada contemplados son:

- **Retirada obligatoria**: El 5% de la superficie que se ha de retirar obligatoriamente para percibir los pagos compensatorios, se puede cumplir según dos modalidades, *retirada fija* (retirada permanente de las parcelas durante cinco años) y *libre* (sin compromiso de rotación respecto de las parcelas que han de retirarse de la producción).

- **Retirada voluntaria**: Es la superficie retirada que supere el porcentaje de retirada obligatoria. por ella el productor puede recibir una cuantía similar a la establecida para la retirada obligatoria. En el secano, la suma de tierras retiradas con carácter obligatorio y voluntario no pueden representar más del 30% de la superficie total para que se solicitan los pagos compensatorios.

Durante la época comprendida entre las campañas 1992/93 y 1995/96 (período transitorio de aplicación de la P.A.C.), los pagos compensatorios por Ha./año cultivada tenían una cuantía no muy elevada (unas 10000 ptas/Ha./año), pero a partir de la campaña 96/97, primera campaña ya estabilizada, aumentó la cuantía de las ayudas (unas 15.000 ptas/Ha./año). Al incrementarse el precio de los pagos a los cultivos se observó un considerablemente crecimiento en la superficie cultivada (sobre todo con proteaginosas, por su elevado pago compensatorio), que llevó consigo incluso la roturación de montes y de tierras abandonadas. Como consecuencia, en esa temporada se superaron los cupos autorizados y hubo una penalización. Para evitar que ésto volviese a ocurrir, se creó un requisito a la hora de solicitar el pago por superficie cultivada: que la tierra haya estado dos años antes en uso, y que sea propiedad del demandante.

El REGLAMENTO CEE 2328/92 obliga a mantener las tierras retiradas en buenas condiciones agronómicas para proteger el Medio Ambiente y los recursos naturales, permitiendo su uso para fines no agrícolas, para repoblaciones forestales, o dejándose en barbecho. También autoriza la utilización de estas tierras para pastos y producción de proteaginosas (REGLAMENTO CEE 2296/92). Esta obligación de mantener las tierras en buen estado, ha hecho que los agricultores de más edad hayan dejado de cultivar muchas tierras sin acogerse a las ayudas.

DISCUSION PARTE I

En el municipio de Chozas de Abajo se observó una fuerte dependencia de los patrones de la escala temporal, de forma que el primer período de estudio (1956-83) estuvo marcado por la intensificación agrícola, y el segundo (1983-95), por el abandono de tierras, siendo este último lapso de tiempo el que presentó un cambio anual más importante. Pero los cambios de usos de las tierras no son los mismos según el período de tiempo considerado en la observación, por esos las transformaciones detectadas algunos años deben interpretarse con prudencia (BAUDRY, 1993). Así, el paisaje de Chozas, que parece estar considerablemente influenciado por la política de pagos compensatorios de la UE, es bastante fluctuante en el tiempo. En la campaña 1996/97 una buena parte de los tomillares (resultado del masivo abandono de las tierras que había tenido lugar desde finales de los 80) desaparecieron, al igual que algunas zonas forestales, en favor de los cultivos de proteaginosas, primados más fuertemente por la PA.C. Después de la penalización correspondiente, la presión agrícola volvió a reducirse. Esto muestra la escasa persistencia del cambio producido en los patrones. A este respecto, DUNN *et al.* (1991) exponen que para el conocimiento del cambio en los paisajes, es necesario tener en cuenta cinco aspectos esenciales, 1) conocer el punto de partida, 2) la trayectoria de cambio, 3) las tasas de cambio, 4) la predictabilidad, 5) la persistencia del cambio. En las regiones mediterráneas, donde la agricultura es generamente marginal (que es el caso de la mayoría de las mesetas y montañas) hay una sucesión de períodos de acondicionamiento de las tierras y abandono, como resultado de las variables situaciones económicas, entre otros factores (LEPART & DEBUSSCHE, 1992).

La segunda mitad del siglo ha sido un período importante en que se han observado grandes cambios en la dinámica de los patrones paisajísticos no solamente en España, sino también a nivel internacional. Estos cambios son consistentes con un patrón general de intensificación y abandono. En Europa, BEAUFOY *et al*. (1994) han identificado cuatro grandes categorías de cambio que afectan a los sistemas agrícolas de baja intensidad: intensificación, reforestación con especies comerciales, abandono y cambios en las prácticas agrícolas.

En España, en la costa mediterránea de Andalucía, DRESCHER (1995) estudiando las transformaciones del paisaje entre 1950-1994, concluyó que el paisaje había sufrido grandes

cambios, siendo éstos muy rápidos desde comienzos de los 80 hasta la actualidad, y que las innovaciones en las políticas agrícolas habían tenido múltiples consecuencias ecológicas. El uso tradicional de la tierra fue sustituido por prácticas agrícolas orientadas al mercado, siendo el secano abandonado prácticamente por completo. En el valle del Guadalquivir, FERNANDEZ-ALES *et al*. (1992) observaron entre 1950-1984, una concentración de los sistemas agrícolas intensivos en las zonas más fértiles (fondos de valle), y del abandono en las áreas marginales, menos fértiles. En Baleares, SALVA (1993) analizó los cambios de los usos del suelo desde los años 50, observando una desarticulación del modelo de organización territorial tradicional, así como de la producción agraria que se basaba en las actividades agro-silvo-pastorales, en favor de las actividades relacionadas con el ocio y el turismo. También en este período, GARCIA-RUIZ (1996) encontró que los principales cambios de usos en la vertiente española de los Pirineos, fueron la intensificación en los fondos de valle, y el abandono generalizado de las laderas de las montañas.

En Francia, BAUDRY (1993) estudió el fenómeno del abandono de la superficie agrícola útil, que comenzó a descender al comienzo de los 90, aumentando las tierras incultas, que se reforestaron. Cita un crecimiento anual del abandono del 0.2%, lo que no supone una cantidad muy elevada, pero que tampoco indica una buena salud para la agricultura en este país. Se estima en 4.5 millones de Ha. la superficie que se abandonará en la última década del siglo. En el Languedoc, las decisiones tomadas por la Comunidad Europea ya han tenido un impacto en los patrones paisajísticos rurales. Los agricultores han sido económicamente incitados a la disminución de la cantidad y aumento de la calidad del vino producido. Esto ha provocado el éxodo de los propietarios más viejos y más pequeños, debido a su escasa productividad, generándose un incremento de las tierras abandonadas (LEPART & DEBUSSCHE, 1992).

En Portugal, PINTO (1993) estudió los cambios producidos en los patrones paisajísticos de un municipio entre 1958 y 1990. Observó que entre 1958-1970, no hubo signos de intensificación o especialización en la agricultura. En cambio, entre 1970 y 1990, hubo una tendencia a la extensificación y al abandono. En general, los patrones se volvieron menos heterogéneos y diversificados.

En el Norte de Europa, también los paisajes han cambiado en los últimos tiempos. En Suecia, donde las tierras de cultivo ocupan solamente un 6-7% de la superficie total del país, la agricultura se ha caracterizado durante los últimos 50 años por la intensificación en las llanuras, y por la marginalización en los paisajes forestales, semiabiertos y mixtos. Para tratar de disminuir la superproducción y la intensificación, el gobierno incluyó un programa de «set-aside» (IHSE, 1995).

Así mismo, fuera de Europa, las transformaciones producidas a consecuencia de las políticas nacionales han sido importantes. En China, BAUDRY *et al. (*1998) estudiaron la dinámica paisajística en el período 1955-1993 observando una progresiva homogeneización y

geometrización del paisaje agrícola debida a la colectivización de las tierras. En EEUU, TURNER & RUSCHER (1988) analizando los patrones paisajísticos en Georgia desde los años 50, encontraron un paisaje cada vez más fragmentado, con un aumento del bosque y de la agricultura en la zona costera, y un descenso de la misma en las montañas.

En la zona de estudio, los cambios de usos de las tierras entre 1956-95, se pueden explicar en buena medida con los factores físicos, sociales, políticos, y administrativos. Durante el primer período, caracterizado por la intensificación, se produjo incluso la roturación de suelos sin vocación de tierras de cultivo, ocupados por masas forestales, siendo después, en el segundo período, unos de los primeros en ser abandonados. Sin embargo, tanto la intensificación como la retirada de la producción, se asociaron significativamente a los tipos edáficos, de forma que fueron las tierras localizadas en los suelos de peor calidad, las que más fácilmente se abandonaron. Durante los años 70, tuvo lugar la concentración parcelaria y la puesta en regadío de parte de la superficie municipal, lo que provocó el declive del secano (especialmente trigo y viñas). En esta época la densidad de población aumentó un poco, recuperándose de la caída imparable que se venía produciendo desde 1950, se estabilizó y volvió a disminuir en los años 90, coincidiendo con el abandono masivo que se produjo potenciado por la P.A.C. Esta, favorece a las explotaciones más rentables frente a las más pequeñas y marginales, de bajo rendimiento productivo, que no pueden competir ni hacer frente a la caída de los precios (ver MARTINEZ & GROVES-RAINES, 1992). El abandono de las pequeñas explotaciones, es un hecho muy ligado al envejecimiento de la población, de forma que muchos agricultores de edad avanzada, ante la obligación de mantener las tierras retiradas en buen estado, prefieren abandonarlas; y por otro lado, al no existir relevo generacional, muchos de estos agricultores abandonan sus tierras al jubilarse, incluso las situadas en suelos buenos. Otro factor que puede haber tenido relevancia en el abandono de las tierras en el sitio de estudio es la proximidad a la ciudad de León, de forma que los agricultores pueden preferir vivir en la ciudad y trabajar en ella, que en un campo sumergido en la más profunda crisis. Por todo ello, se mantuvó el regadío intensivo del Suroeste municipal, que corresponde a las explotaciones más productivas, se abandonó parcialmente el secano intensivo, y totalmente el tradicional (caracterizado por cultivos de viñas en parcelas muy pequeñas, y de rentabilidad muy baja).

El municipio de Chozas de Abajo se organizó jerárquicamente en respuesta al fenómeno del abandono de tierras. Se encontraron dependencias de escala espacial para todas las tipologías utilizadas en la definición de las unidades de paisaje a la resolución 1135x1135 m., y débilmente para las tipologías B y C, a 825x825 m. Estos tamaños de grano podrían ser relativos a la distribución espacial de los distintos tipos de suelo y geología. Actualmente, las decisiones tomadas para los niveles más altos de la jerarquía (p.e. «set aside» promocionado por la UE) se han vuelto más y más influenciadas por la comparación con los niveles más bajos (movimiento desde el sistema de vida autárquico de la población rural, a una economía global) (LEPART & DEBUSSCHE, 1992).

La diversidad del paisaje es función de los acontecimientos históricos, la actualidad socioeconómica y las interacciones ecológicas (LEPART & DEBUSSCHE, 1992). TURNER *et al*. (1996) comentan que las consideraciones sociales y económicas son las más importantes conductoras del cambio de los paisajes. Pero pese a ello, pocos estudios han sido dirigidos al conocimiento de las influencias económicas y ambientales en la estructura del paisaje, y de cómo la propiedad de la tierra puede afectar la dinámica del paisaje. Para MEDLEY *et al. (*1995), los factores culturales y tecnológicos que operan a nivel explotación, unidos a la variación en las condiciones físicas a mesoescala, influencian los patrones a nivel paisaje más que las políticas socio-económicas regionales y gubernamentales. En este trabajo no se analizaron los factores de organización del paisaje a nivel *explotación*, ya que el estudio se planteó a micro (nivel parcela) y macroescala (nivel paisaje), pero desde luego, es clara la importancia de conducir los estudios dirigidos al conocimiento de los factores causantes de la formación del paisaje a esta escala intermedia (ver también NASSAUER & WESTMACOTT, 1987; THENAIL, 1996; BAUDRY *et al.*, 1998).

Es necesario desarrollar un conocimiento profundo de las uniones complejas entre los sistemas ecológicos y económicos, y utilizar este conocimiento para desarrollar políticas efectivas que podrían construir un mundo ecológicamente sostenible, con una justa repartición de los recursos (entre grupos y generaciones de humanos, y entre los humanos y otras especies), y asignar de forma eficiente los escasos recursos entre los que se incluye el «capital natural» (CONSTANZA, 1996).

PARTE II. IMPLICACIONES DEL ABANDONO DE TIERRAS EN LA BIODIVERSIDAD (MICROPAISAJE)

En esta segunda parte del trabajo se abordó el conocimiento del impacto del fenómeno del abandono de tierras en la biodiversidad, y se utilizó la composición florística y la avifauna como indicadores del cambio producido a lo largo de un gradiente sucesional definido en las tierras de cultivo retiradas de la producción. El estudio de la sucesión ecológica en la región Mediterránea en relación con las comunidades de aves, ha sido un tema clásico en Ecología (p.e. BLONDEL, 1985, 1986; BLONDEL & FARRE, 1988). Las aves son un excelente modelo de referencia para testar ciertas hipótesis sobre la estructura, funcionamiento y dinámica de la biocenosis (BLONDEL, 1975): 1) no presentan problemas de orden sistemático para su determinación sobre el terreno, 2) por sus hábitos diurnos y sus manifestaciones visuales y auditivas son generalmente accesibles al observador, 3) son vertebrados homeotermos que pueden ocupar todos los niveles tróficos, y algunas especies pueden modular su régimen alimentario al ritmo de las estaciones, 4) se distribuyen en las 3 dimensiones del espacio, lo que permite evaluar la importancia sobre las comunidades de la dimensión vertical de los hábitats, 5) se pueden encontrar en todos los medios, incluso en los más humanizados, 6) son buenos indicadores ecológicos por su sensibilidad a los hábitats y sus modificaciones, 7) su movilidad les permite reaccionar instantáneamente a las alteraciones de los medios.

Solamente con el reconocimiento de que los procesos ecológicos operan con diferente intensidad a distintas escalas de espacio y de tiempo, podemos esperar un correcto conocimiento de los patrones en la Naturaleza (WIENS, 1981). Por eso, en el *capítulo 3*, se analiza la variación de la estructura y composición de la comunidad aviar a dos escalas temporales, sucesional (que implica importantes cambios en la vegetación) y estacional (a lo largo del ciclo anual, y con unas variaciones fisionómicas menores). También se estudia la variación en la composición florística producida a lo largo del gradiente de abandono definido.

Desde los años 80, las investigaciones en Ornitología se han orientado al análisis de las relaciones entre la distribución y abundancia de las aves, y aquellas variables descriptoras de la estructura de la vegetación y la configuración fisionómica del hábitat, con el objeto de

establecer modelos de gestión con los que valorar las consecuencias zoológicas de los cambios en la explotación de los cultivos (OSBORNE, 1984, TELLERIA *et al*., 1988; GREEN *et al*., 1994; FULLER *et al*., 1997). En esta línea, en el *capítulo 4*, se ha tratado de conocer cuáles son las variables ambientales que mejor explican el cambio en la composición específica de la comunidad aviar a lo largo del gradiente, para ello se realizaron análisis de correspondencias canónicas (ACC), modelos lineares generalizados (GLM) y análisis de correlación y similitud.

Al término de la *parte II*, los dos capítulos se discuten juntos, intentando comprender el cómo y el porqué del cambio producido por el abandono de tierras en la biodiversidad, a una escala espacial local, y a varias escalas temporales (estacional y sucesional).

CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD DE AVES A LO LARGO DEL GRADIENTE SUCESIONAL

OBJETIVOS

– Comprender el impacto causado por el *abandono de tierras de cultivo* en el *micropaisaje*.

– Conocer las *variaciones florísticas y estructurales de la vegetación* producidas en las tierras de cultivo retiradas de la producción.

– Calcular el cambio estacional y sucesional de la *heterogenidad* de los patrones espaciales.

– Estudiar la *estructura* y la *dinámica* de la comunidad de aves a lo largo de un *gradiente sucesional* definido en la zona de estudio.

– Valorar las *consecuencias del cambio* de uso de las tierras en la *avifauna*, mediante la comparación de zonas agrícolas en uso y abandonadas.

1. ELECCION DE UN METODO DE CENSO PARA LAS AVES Y SU PUESTA EN PRACTICA

«La méthode universelle susceptible de résoudre tous les problèmes restera toujous un rêve: à problèmes et objets différents, méthodes différents !» (BLONDEL, 1975). No existe un método apropiado para todos los estudios de censos de aves (BLONDEL *et al.*, 1981; TELLERIA *et al.*, 1983), entonces se debe diseñar el trabajo de censo de acuerdo con la finalidad de la investigación, las características del área de estudio, y las posibilidades del equipo (BLONDEL *et al.*, 1981).

Al plantearse un muestreo, lo más importante es tener los objetivos claramente definidos y determinar que tipo de datos se requieren (BIBBY *et al*., 1993). Cuando el propósito es

comparar los parámetros ecológicos de las especies y de la comunidad, entre dos ó más biotopos (espacio), o para un biotopo a lo largo del año y entre varios años (tiempo), no es necesaria gran precisión, y entonces los transectos lineales y los puntos de conteo son los métodos más ventajosos, siendo los primeros más adecuados en medios homogéneos, y los segundos en hábitats de grano fino, en mosaico (BLONDEL *et al.,* 1981). El transecto o taxiado es un procedimiento de estima de densidades, es un caso especial de itinerario de censo en el que el observador registra los individuos contactados dentro de los límites impuestos por una distancia W a ambos lados de la línea de progresión (TELLERIA, 1986). Es muy interesante para obtener una primera aproximación al conocimiento de las comunidades de aves, y para el estudio de las comunidades invernales (TELLERIA *et al.,* 1983). Requiere un alto nivel de destreza en la identificación de las aves, y es el método más eficaz en términos de datos recogidos por unidad de esfuerzo, seguido por los conteos puntuales, y por el mapeo, siendo este último el método que más detalle aporta y por lo tanto el más laborioso (TELLERIA *et al.*, 1983; GARNICA, 1983; BIBBY *et al*., 1993). Por todo ello, en este trabajo se seleccionó el método del transecto.

De los distintos tipos de transectos lineales normalmente utilizados (*cf*. TELLERIA *et al.*, 1983; TELLERIA, 1986), es el transecto finlandés (JARVINEN & VAISANEN, 1976, 1983) el más recomendado (*cf.* TELLERIA *et al.*, 1983; TOMIALOJE, 1983). JARVINEN & VAISANEN (1976), demostraron que esta modalidad de transecto reduce la varianza de los resultados respecto al transecto clásico. El transecto se hace en dos bandas, principal y suplementaria, de forma que en la banda interior (25 m. a cada lado del observador) se puede obtener una densidad real, ya que todas las aves pueden ser detectadas. Los autores constataron que la banda principal contenía solamente el 20% de las observaciones, y por eso idearon la aplicación de un coeficiente de corrección (k) (JARVINEN & VAISANEN, 1983). Una gran ventaja de esta modalidad de transecto es que permite estimar la densidad relativa de aves utilizando la relación entre distancia y detectabilidad (BIBBY *et al*., 1993), ya que la densidad está condicionada por la detectabilidad específica (TELLERIA & GARZA, 1983).

Al realizar un censo pueden surgir dos tipos de errores: de *precisión* (cuanto mayor sea el número de muestras obtenidas, mayor proximidad al valor real, y menor error), y de *exactitud (*errores casuales, o sistemáticos, que son debidos a la destreza del observador, al método, al esfuerzo, a la detectabilidad estacional en cada hábitat, a la actividad de las aves, a la meteorología, etc) (BIBBY *et al*., 1993).

PUESTA EN PRÁCTICA DEL MÉTODO

Los censos se realizaron entre los años 1994 y 1997, obteniéndose un valor medio de 23 visitas para cada transecto repartidas en cuatro momentos del *año (cf. tabla II.3-1):*

- Paso primaveral: Finales de Febrero-Marzo

- Primavera: Abril, Mayo, Junio

- Paso otoñal: Septiembre, mitad de Octubre

- Invierno: Diciembre, Enero, principios de Febrero.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Paso primaveral	2	2	2	2	3	2
Primavera	10	10	9	10	10	10
Paso otoñal	2	2	2	2	2	3
Invierno	9	8	9	8	8	9

Tabla II.3-1: N° de visitas realizadas por estación en cada uno de los transectos seleccionados para el estudio.

Siguiendo las recomendaciones de JARVINEN & VAISANEN (1976):

- Se anotaron tanto las aves posadas como en vuelo, considerándose éstas fuera de la banda de recuento (25+25m.).

- Los censos se realizaron al amanecer, durante las dos primeras horas del día (en primavera) (ROBBINS, 1981), y al mediodía, en invierno.

- Se evitaron los días ventosos, o de fuertes lluvias.

- La velocidad fue 1-2 km/hora, parando tantas veces como fue necesario para la correcta identificación de las aves. Se recomienda 1 km/h en medios cerrados, y 2 km/h en medios abiertos. La velocidad ha de estar estandarizada para poder hacer buenas comparaciones de los datos entre años o lugares (BIBBY *et al*., 1993).

- Se analizaron solamente los datos correspondientes a especies del Orden *Passeriformes*.

- A diferencia de los autores, y para permitir las comparaciones entre los distintos momentos del año, no se transformaron los datos de n° individuos en n° de parejas, si no que cada hembra, macho o pollo, se contabilizó como un individuo. Esto puede suponer una infravalorización de las hembras en época de cría pero de otra forma no se podrían hacer comparaciones a lo largo del ciclo anual.

2. LOS TRANSECTOS Y SU ESTRUCTURA

2.1. LOCALIZACION Y CARTOGRAFIA BASE

Para el estudio del impacto del abandono de tierras en el micropaisaje y su repercusión en la comunidad de aves, se diseñaron seis transectos sobre el mapa paisajístico elaborado a

tipología B *(cf. tabla II.3-2),* ya que ésta fue la resolución tipológica más adecuada para la comprensión del fenómeno del abandono de tierras (*cf. capítulo 1*). Estos ambientes constituyen un gradiente de regeneración en las tierras retiradas de la producción, en distintos momentos de la sucesión ecológica, y con diferente grado de manejo. Se trata de una sucesión secundaria (porque es desencadenada por el hombre al abandonar sus cultivos) y progresiva (porque conduce a la clímax) (BRAUN-BLANQUET, 1979) (*fig. II.3-1):*

	UNIDADES PAISAJISTICAS
Transecto 1	Cultivos
Transecto 2	Cultivos+abandono
Transecto 3	Tomillares
Transecto 4	Masas forestales
Transecto 5	Masas forestales
Transecto 6	Masas forestales

Tabla II.3-2: Correspondencia de transectos con las UP establecidas en el *capítulo 1*, a la tipología B.

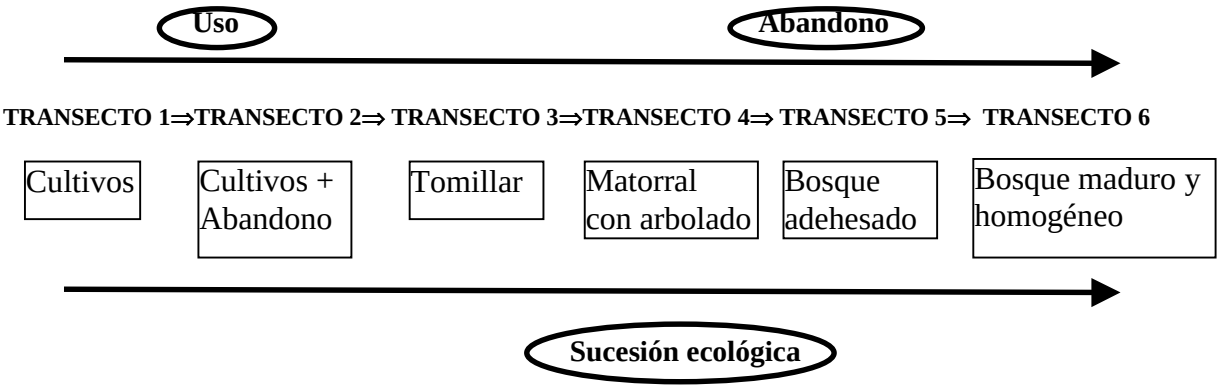


Fig. II.3-1: Gradiente de ambientes considerados en el estudio del impacto del abandono de tierras en el micropaisaje y la comunidad de aves.

Los itinerarios, utilizados posteriormente para el registro de las aves en su interior, tienen una longitud comprendida entre 1.050 y 1.680 m., y una anchura de banda de 50 m. La elección de la longitud del transecto depende de la apertura del medio y de su uniformidad, escogiéndose mayores longitudes en hábitats abiertos y uniformes, que en medios cerrados y variados (BIBBY, 1993).

Para facilitar la accesibilidad y la rapidez en los desplazamientos, se optó por rutas siguiendo un camino cuando fue posible. Esto, podría alterar el resultado del censo en los casos en los que el camino siga una determinada característica del terreno que puede ser preferida o no por algunas aves, o cuando no sea típico y representativo del área total (*cf.* BIBBY, 1993), pero en este caso, los errores de este tipo no parecen ser significativos, dadas las características de las zonas elegidas.

La localización de los itinerarios en el mapa municipal se representa en la *fig. II.3-2*.

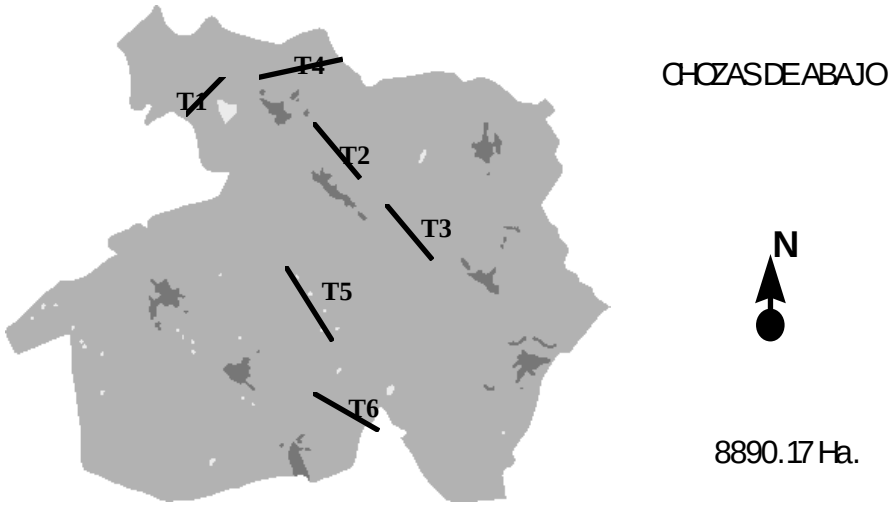


Fig. II.3-2: Localización de los transectos en la zona de estudio. El color gris oscuro representa los pueblos, y el gris claro las lagunas. La longitud dibujada para los transectos es aproximada.

La cartografía se realizó a escala 1:500 sobre el terreno. En el caso de los transectos 1 y 2, se utilizaron como base los planos de concentración parcelaria (cedidos por la JUNTA DE CASTILLA Y LEON) a escala 1:6.000. Se digitalizaron con ATLAS DRAW v. 2.03 y ATLAS GIS v. 2.1, y se rasterizaron con IDRISI 2.002 (EASTMAN, 1997), para su posterior manipulación.

En las *fig. II.3-3-4-5*, se representan los elementos del paisaje (EP) definidos en cada transecto y su variación estacional, cuando fue procedente (T1 y T2). En ambos transectos, los elementos del paisaje se definieron por las especies cultivadas, mientras que en los otros cuatro, el criterio seguido fue una combinación de las especies vegetales dominantes y la estructura vertical de la vegetación:

Transecto 1: Se trata de un mosaico de cultivos de regadío (por pozos), en el que se diferenciaron los siguientes elementos del paisaje (EP) a lo largo del año: cebada, trigo, avena, garbanzo, patata, remolacha, maíz, trébol, nabo, cebolla, ajo, frutales (membrillo y manzano) y sembrado; además de arado, rastrojo, pastizal, barbecho, construcción humana, camino, pozo, y zarzas. En cuanto a la rotación de los cultivos, se produce una alternancia entre cereal-garbanzo-remolacha-patatas. En invierno, los cultivos que se pueden encontrar son los sembrados de cereal, y pequeñas extensiones de nabos. Las parcelas de cereal después de la cosecha se dejan en rastrojo o se aran, pero en primavera se vuelven a cultivar, excepto aquellas que permanecen en barbecho toda la campaña. (ver *foto 1*).

Transecto 2: Es un mosaico de parcelas de cultivos de secano y abandonadas. Los EP identificados son: Cebada, trigo, centeno, avena, viña, garbanzo, haba, y sembrado. Además arado, rastrojo, pastizal, barbecho, tomillar, viña abandonada, *Quercus* sp., y camino. De las parcelas cultivadas con cereal, en la siguiente campaña algunas quedan en barbecho (bien se aran, bien se deja el rastrojo) a veces hasta dos años, y otras se vuelven a plantar de cereal. A partir de la campaña 95/96, algunas parcelas comienzan a cultivarse con proteaginosas (gar-

banzo, haba, altramuz). En esta campaña y en la siguiente se observa una mayor homogeneidad en los tipos de ocupación de las parcelas, y es reseñable la puesta en uso de tierras ocupadas por tomillares y abandonadas, por lo tanto, desde hacía ya más de cinco años (*cf.* ZUAZUA, 1987). (ver *foto 2*).

Transecto 3: Es un pastizal-tomillar (ver *glosario* en *ANEXO I*) procedente del abandono de tierras cultivadas, ver *foto 3*. Los elementos del paisaje diferenciados son:

- Tomillar con arbustos dispersos (0.5-1m.), principalmente del género *Rosa*.
- Pastizal con matas leñosas muy dispersas ≤0.5m. (*Cytisus scoparius)*
- Laguna temporal
- Carretera secundaria

Transecto 4: Corresponde a la unidad matorral con arbolado de *Quercus pyrenaica* y *Q. faginea*. *Cf. foto 4.* En función de su estratificación y de las especies presentes se definen varios elementos de paisaje que se pueden describir como sigue:

- Domina el matorral de *Quercus* sp. ≤ 1m.
- Domina el matorral de *Quercus* sp. ≤ 0.5m., con matas dispersas más altas de *Quercus* sp. de 1-2m. de altura.
- Zonas aclaradas: *Halimium umbellatum* (≤ 0.3m.) con matorral de *Quercus* sp. ≤ 1m. disperso.
- Arbolado ≤ 3m. Especies dominantes: *Quercus* sp.
- *Quercus* sp. >3m. dispersos en un claro de *Halimium umbellatum.*
- Camino
- Viña

Transecto 5: Representa un bosque adehesado con *Quercus rotundifolia, Q. pyrenaica* y *Q. faginea* como especies principales (ver *foto 5*). Los EP establecidos en función de las características de su «arquitectura» y composición vegetal son:

- Pastizal
- Pastizal con bosquetes dispersos >3m. de altura, dominados por *Quercus* sp.
- Arbolado ≤ 3m. Especies dominantes: *Quercus* sp.

- Arbolado >3m. Especie dominante: *Quercus pyrenaica*

- *Quercus* sp. aislado

- Laguna temporal

Transecto 6: Es un bosque bastante maduro y homogéneo, en el que las tres especies dominantes son *Quercus rotundifolia, Q. pyrenaica* y *Q. faginea,* al igual que en el transecto anterior. *Cf. foto 6.* Se diferenciaron cuatro elementos de paisaje:

- Arbolado >3m. de *Quercus* sp.

- Arbolado ≤ 3m. de *Quercus* sp. Falta el estrato superior.

- Matorral ≤ 1m.

- Camino

Los tipos *aprovechamientos* que se observaron en estos transectos son:

- Agrícola: T1, T2

- Ganadero (pastoreo de ovejas): T2, T3, T4, T5 y T6

- Forestal: T4, T5 y T6

2.2. FLORA: VARIACION DE LA COMPOSICION ESPECIFICA A LO LARGO DEL GRADIENTE DE ABANDONO

En este apartado se comenta brevemente el cambio de especies vegetales observado a lo largo del gradiente sucesional.

Se elaboró un **catálogo de la flora** presente en cada recorrido: Se anotaron todas las especies leñosas observadas, y para el registro de las herbáceas, se hicieron muestreos de 1 m^2 (*cf.* KÜCHLER & ZONNEVELD, 1988) de forma sistemática y estratificada, hasta anotar la totalidad de las especies presentes.

En el *transecto 1*, se encontró el menor número de especies vegetales (riqueza), S= 38. En la *tabla II.3-3,* se observa un claro predominio de las herbáceas: especies cultivadas y de pastizal/ barbecho/ acompañantes de los cultivos, que introducen una cierta diversidad. Como leñosas, los cultivos de arboles frutales y las zarzas (*Rubus ulmifolius*) asociadas a los pozos de irrigación. Dominan las gramíneas, seguidas de las compuestas y las papilonáceas.

El *transecto 2 (tabla II.3-4)* corresponde a una transición entre el cultivo y el abandono, está constituido por parcelas en uso y retiradas de la producción. Desde el punto de vista

florístico, supone un importante incremento de la riqueza de especies (S= 95), dada la mayor proliferación de herbáceas, y la progresiva aparición de especies leñosas. Es el más rico. Se puede destacar la importancia de los géneros *Thymus, Lavandula, Cytisus, Rosa, Adenocarpus* y *Rubus,* en las parcelas denominadas como tomillares, y una mayor diversidad de especies herbáceas consideradas como «malas hierbas» que en el transecto anterior, en las parcelas cultivadas. Es destacable un gran aumento del número de compuestas (de 8 a 22), de papilonáceas (de 6 a 13) y de gramíneas (de 11 a 15). También incrementan su riqueza específica las cariofiláceas.

La edad de abandono de estas parcelas podría datarse en unos seis-siete años por la presencia de *Thymus* sp., *Sanguisorba minor* y *Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata,* que aparecen normalmente a los cuatro-cinco años, y por la presencia de herbáceas perennes como *Agrostis* sp., *Bromus* sp., *Vicia lutea, Petrorhargia prolifera, Convolvulus arvensis, Crucianella angustifolia,* que son muy frecuentes hasta la edad de seis-siete años de abandono. También las presencia de *Andryala integrifolia* y *Tolpis barbata* ratificaron esta idea, ya que estas especies comienzan a disminuir a partir de seis-siete años (*cf*. ZUAZUA, 1987).

En el *transecto 3, (tabla II.3-5)* las especies son muy similares a las presentes en T2, exceptuando la ausencia de las especies cultivadas (salvo *Vitis vinifera,* cuyas cepas no fueron arrancadas pese a haber sido abandonado el cultivo). Hay una disminución en la riqueza específica (S= 62). Las leñosas de pequeña talla, tipo *Thymus* y *Lavandula,* son las más abundantes, encontrándose también frecuentemente otros géneros arbustivos de mayor tamaño como p.e. *Cytisus* y *Rosa.* En cuanto a las familias dominantes, continúan siendo las mismas que en T2, pero con variaciones cuantitativas, así compuestas y gramíneas tienden a aquilibrarse en número, y luego les siguen papilonáceas y cariofiláceas.

Se puede calcular una edad de abandono algo mayor que en los tomillares del transecto anterior, dado que algunas de las especies citadas antes como características de los primeros seis-siete años de abandono no están presentes, así faltan *Petrorhargia prolifera, Crucianella angustifolia, Tolpis barbata* y *Vicia lutea,* y aparecen *Carduus carpetanus* (propio de abandono< seis-siete años) y *Plantago* (que aparece regularmente a partir de cinco años) (*cf.* ZUAZUA, 1987).

Los *transectos T4, T5 y T6,* correponden a las fases más desarrolladas de la sucesión ecológica, pero con un distinto grado y tipo de manejo. Dominan las especies leñosas en general, aunque en el transecto T5 al ser un bosque adehesado con lagunas temporales, son muy importantes las especies de pastizal y también las acuáticas (p.e. juncáceas) ligadas puntualmente a estas zonas húmedas, de forma que de estos tres transectos es el más rico en flora: S_4= 55 (*tabla II.3-6),* S_5= 90 (*tabla II.3-7),* S_6= 54 (*tabla II.3-8).* Las gramíneas continúan siendo importantes, especialmente en T5 (16 especies, la mayor riqueza para todos los transectos). Papilonáceas y compuestas también siguen estando bien representadas, pero mientras que las primeras no pierden mucho peso respecto a las fases anteriores (T1, T2, T3), las com-

puestas, disminuyen un poco su presencia. Las cariofiláceas tienen su mayor número de especies en T6. Es reseñable la dominancia de las fagáceas, rosáceas, cistáceas, que contribuyen a una mayor complejidad vertical de la estructura de la vegetación en estas fases de la sucesión secundaria de los cultivos abandonados.

Las edades de abandono de estos transectos sería de al menos 20 años para medios más maduros (*cf.* GONZALEZ-BERNALDEZ, 1991). En el caso del matorral con arbolado sería de al menos 10 años para matorral, y más de 20 para arbolado (*cf.* ZUAZUA, 1987).

ESPECIE	**FAMILIA**
Anchusa italica Retz.	BORAGINACEAE
Echium vulgare L.	BORAGINACEAE
Scleranthus annuus L.	CARYOPHYLLACEAE
Beta vulgaris L.	CHENOPODIACEAE
Anthemis cotula L.	COMPOSITAE
Carduus carlinoides Gouan	COMPOSITAE
Hypochoeris radicata L.	COMPOSITAE
Leucanthemum vulgare Lam.	COMPOSITAE
Logfia minima (Sm.) Dumort	COMPOSITAE
Taraxacum gr. *officinale*	COMPOSITAE
Tolpis barbata (L.) Gaertner	COMPOSITAE
Tragopogon pratensis L.	COMPOSITAE
Convolvulus arvensis L.	CONVOLVULACEAE
Brassica napus L.	CRUCIFERAE
Lepidium heterophyllum Bentham	CRUCIFERAE
Teesdalia nudicaulis (L.) R. Br.	CRUCIFERAE
Allium cepa L.	LILIACEAE
Allium sativum L.	LILIACEAE
Papaver rhoeas L.	PAPAVERACEAE
Cicer arietinum L.	PAPILLONACEAE
Lathyrus angulatus L.	PAPILLONACEAE
Ornithopus compressus L.	PAPILLONACEAE
Trifolium campestre Schreber	PAPILLONACEAE
Trifolium pratense L.	PAPILLONACEAE
Vicia sativa L.	PAPILLONACEAE
Plantago lanceolata L.	PLANTAGINACEAE
Aira caryophyllea L. subsp. *multiculmis* (Dumort.) Bonnier et Layens	POACEAE
Avena sativa L.	POACEAE
Cynosurus echinatus L.	POACEAE
Hordeum vulgare L.	POACEAE
Koeleria caudata (Link) Steudel	POACEAE
Lolium perenne L.	POACEAE
Poa bulbosa L.	POACEAE
Taeniatherum caput-medusae (L.) Nevski	POACEAE
Triticum aestivum L.	POACEAE
Vulpia muralis (Kunth) Nees	POACEAE
Zea mays L.	POACEAE
Rumex acetosella L.	POLYGONACEAE
Rumex crispus L.	POLYGONACEAE
Cydonia oblonga Miller	ROSACEAE
Malus domestica Borkh.	ROSACEAE
Rubus ulmifolius Schott	ROSACEAE
Solanum tuberosum L.	SOLANACEAE

Tabla II.3-3: Catálogo de especies vegetales encontradas en el transecto 1

ESPECIE	**FAMILIA**
Echium vulgare L.	BORAGINACEAE
Jasione montana L.	CAMPANULACEAE
Corrigiola litoralis L. subsp. *telephiifolia* (Pourret) Briq.	CARYOPHYLLACEAE
Herniaria glabra L.	CARYOPHYLLACEAE
Petrorhagia prolifera (L.) P.W. Ball. et Heywood	CARYOPHYLLACEAE
Scleranthus annuus L.	CARYOPHYLLACEAE
Silene scabriflora Brot.	CARYOPHYLLACEAE
Spergula arvensis L.	CARYOPHYLLACEAE
Spergularia rubra (L.) J. et C. Presl	CARYOPHYLLACEAE
Fumana procumbens (Dunal) Gren. et Godron	CISTACEAE
Andryala integrifolia L.	COMPOSITAE
Anthemis arvensis L.	COMPOSITAE
Anthemis cotula L.	COMPOSITAE
Carduus bourgeanus Boiss. et Reuter	COMPOSITAE
Carlina corymbosa L.	COMPOSITAE
Carlina vulgaris L.	COMPOSITAE
Centaurea cyanus L.	COMPOSITAE
Centaurea nigra L.	COMPOSITAE
Centaurea paniculata L.	COMPOSITAE
Cirsium arvense (L.) Scop.	COMPOSITAE
Crepis capillaris (L.) Wallr.	COMPOSITAE
Eryngium campestre L.	COMPOSITAE
Helichrysum stoechas (L.) Moench	COMPOSITAE
Hieracium castellanum Boiss. et Reuter	COMPOSITAE
Hieracium pilosella L.	COMPOSITAE
Hypochoeris radicata L.	COMPOSITAE
Leucanthemum vulgare Lam.	COMPOSITAE
Santolina chamaecyparissus L.	COMPOSITAE
Scorzonera graminifolia L.	COMPOSITAE
Senecio jacobea L.	COMPOSITAE
Tolpis barbata (L.) Gaertner	COMPOSITAE
Tragopogon pratensis L.	COMPOSITAE
Convolvulus arvensis L.	CONVOLVULACEAE
Quercus faginea Lam.	FAGACEAE
Centaurium erythraea Rafn.	GENTIANACEAE
Erodium ciconium (L.) L'Hér.	GERANIACEAE
Juncus bufonius L.	JUNCACEAE
Lavandula stoechas L. subsp. *pedunculata* (Miller) Samp. ex Rozeira	LABIATAE
Thymus mastichina L.	LABIATAE
Thymus zygis L.	LABIATAE
Allium sphaerocehalon L.	LILIACEAE
Papaver rhoeas L.	PAPAVERACEAE
Adenocarpus complicatus (L.) Gay	PAPILLONACEAE
Anthyllis vulneraria L.	PAPILLONACEAE
Cicer arietinum L.	PAPILLONACEAE
Cytisus scoparius (L.) Link	PAPILLONACEAE
Dorycnium pentaphyllum Scop.	PAPILLONACEAE
Lathyrus setifolius L.	PAPILLONACEAE
Lotus corniculatus L.	PAPILLONACEAE
Ononis spinosa L.	PAPILLONACEAE
Ornithopus compressus L.	PAPILLONACEAE
Ornithopus perpusillus L.	PAPILLONACEAE
Trifolium angustifolium L.	PAPILLONACEAE
Trifolium campestre Schreber	PAPILLONACEAE
Vicia lutea L.	PAPILLONACEAE
Plantago lanceolata L.	PLANTAGINACEAE

Plantago radicata Hofmanns et Link	PLANTAGINACEAE
Agrostis castellana Boiss. et Reuter	POACEAE
Aira caryophyllea L. subsp. *multiculmis* (Dumort.) Bonnier et Layens	POACEAE
Arrhenatherum elatius (L.) Beauv. et C. Presl. subsp. *bulbosum* (Willd.) Schübler et Martens	POACEAE
Avena sativa L.	POACEAE
Avenula pubescens (Hudson) Dumort.	POACEAE
Bromus hordeaceus L.	POACEAE
Dactylis glomerata L.	POACEAE
Hordeum vulgare L.	POACEAE
Lolium perenne L.	POACEAE
Narduroides salzmannii (Boiss.) Rouy	POACEAE
Secale cereale L.	POACEAE
Taeniatherum caput-medusae (L.) Nevski	POACEAE
Triticum aestivum L.	POACEAE
Triticum vulgare Vill.	POACEAE
Vulpia ciliata Dumort	POACEAE
Polygonum aviculare L.	POLYGONACEAE
Polygonum convolvulus L.	POLYGONACEAE
Rumex gr. *acetosella*	POLYGONACEAE
Ranunculus sardous Crantz	RANUNCULACEAEA
Reseda luteola L.	RESEDACEAE
Sesamoides canescens (L.) O. Kuntze	RESEDACEAE
Rosa canina L.	ROSACEAE
Rosa tomentosa Sm.	ROSACEAE
Rubus ulmifolius Schott	ROSACEAE
Sanguisorba minor Scop.	ROSACEAE
Crucianella angustifolia L.	RUBIACEAE
Galium verum L.	RUBIACEAE
Populus alba L.	SALICACEAE
Salix salvifolia Brot.	SALICACEAE
Bellardia trixago (L.) All.	SCROPHULARIACEAE
Linaria supina (L.) Chaz.	SCROPHULARIACEAE
Daucus carota L.	UMBELLIFERAE
Isatis tinctoria L.	UMBELLIFERAE
Torilis leptophylla (L.) Reichenb. fil	UMBELLIFERAE
Vitis vinifera L.	VITACEAE

Tabla II.3-4: Catálogo de especies vegetales encontradas en el transecto 2

ESPECIE	**FAMILIA**
Jasione montana L.	CAMPANULACEAE
Corrigiola litoralis L. subsp. *telephiifolia (*Pourret) Briq.	CARYOPHYLLACEAE
Herniaria glabra L.	CARYOPHYLLACEAE
Silene scabriflora Brot.	CARYOPHYLLACEAE
Helianthemum apeninum (L.) Miller	CISTACEAE
Tuberaria guttata (L.) Fourr.	CISTACEAE
Andryala integrifolia L.	COMPOSITAE
Anthemis cotula L.	COMPOSITAE
Anthemis mixta L.	COMPOSITAE
Carduus carlinoides Gouan	COMPOSITAE
Carlina vulgaris L.	COMPOSITAE
Centaurea cyanus L.	COMPOSITAE
Centaurea ornata Willd.	COMPOSITAE
Eryngium campestre L.	COMPOSITAE
Helichrysum stoechas (L.) Moench	COMPOSITAE
Hieracium castellanum Boiss. et Reuter	COMPOSITAE

Hieracium pilosella L.	COMPOSITAE
Hypochoeris radicata L.	COMPOSITAE
Taraxacum gr. *officinale*	COMPOSITAE
Tragopogon pratensis L.	COMPOSITAE
Convolvulus arvensis L.	CONVOLVULACEAE
Teesdalia nudicaulis (L.) R. Br.	CRUCIFERAE
Hypericum perforatum L.	HYPERICACEAE
Lavandula stoechas L. subsp. *pedunculata (*Miller) Samp. ex Rozeira	LABIATAE
Thymus mastichina L.	LABIATAE
Thymus zygis L.	LABIATAE
Asphodelus ramosus L.	LILIACEAE
Muscari comosum (L.) Miller	LILIACEAE
Linum narbonense L.	LINACEAE
Papaver rhoeas L.	PAPAVERACEAE
Adenocarpus complicatus (L.) Gay	PAPILLONACEAE
Cytisus scoparius (L.) Link	PAPILLONACEAE
Dorycnium pentaphyllum Scop.	PAPILLONACEAE
Lotus corniculatus L.	PAPILLONACEAE
Ononis spinosa L.	PAPILLONACEAE
Ornithopus compressus L.	PAPILLONACEAE
Trifolium arvense L.	PAPILLONACEAE
Pinus sp.	PINACEAE
Plantago radicata Hofmanns & Link	PLANTAGINACEAE
Agrostis castellana Boiss. et Reuter	POACEAE
Aira caryophyllea L. subsp. *multiculmis* (Dumort.) Bonnier et Layens	POACEAE
Avena marginata (Lowe) J. Holub subsp. *sulcata* (Gay ex Dela.) Franco	POACEAE
Avenula pubescens (Hudson) Dumort.	POACEAE
Bromus tectorum L.	POACEAE
Cynosurus echinatus L.	POACEAE
Dactylis glomerata L.	POACEAE
Lolium perenne L.	POACEAE
Poa bulbosa L.	POACEAE
Taeniatherum caput-medusae (L.)Nevski	POACEAE
Trisetum ovatum (Cav.) Pers.	POACEAE
Vulpia ciliata Dumort	POACEAE
Vulpia muralis (Kunth) Nees	POACEAE
Rumex gr. *acetosella*	POLYGONACEAE
Sesamoides canescens (L.) O. Kuntze	RESEDACEAE
Rosa squarrosa (Rau) Boreau	ROSACEAE
Rosa tomentosa Sm.	ROSACEAE
Rubus ulmifolius Schott	ROSACEAE
Galium verum L.	RUBIACEAE
Santolina chamaecyparissus L.	SANTALACEAE
Linaria supina (L.) Chaz.	SCROPHULARIACEAE
Pimpinella sp.	UMBELLIFERAE
Thapsia villosa L.	UMBELLIFERAE
Vitis vinifera L.	VITACEAE

Tabla II.3-5: Catálogo de especies vegetales encontradas en el transecto 3

ESPECIE	**FAMILIA**
Campanula rapunculus L.	CAMPANULACEAE
Jasione montana L.	CAMPANULACEAE
Lonicera etrusca G. Santi	CAPRIFOLIACEAE
Arenaria montana L.	CARYOPHYLLACEAE
Dianthus sp.	CARYOPHYLLACEAE
Petrorhagia prolifera (L.) P.W. Ball. et Heywood	CARYOPHYLLACEAE

Halimium umbellatum (L.) Spach	CISTACEAE
Helianthemum lavandulifolium Miller	CISTACEAE
Tuberaria guttata (L.) Fourr.	CISTACEAE
Andryala integrifolia L.	COMPOSITAE
Carlina corymbosa L.	COMPOSITAE
Evax carpetana Lange	COMPOSITAE
Hieracium pilosella L.	COMPOSITAE
Hypochoeris radicata L.	COMPOSITAE
Leontodon hispidus L.	COMPOSITAE
Logfia arvensis (L.) J. Holub	COMPOSITAE
Santolina chamaecyparissus L.	COMPOSITAE
Tolpis barbata (L.) Gaertner	COMPOSITAE
Sedum tenuifolium (Sbith et Sm.) Strobl	CRASSULACEAE
Quercus faginea Lam.	FAGACEAE
Quercus pyrenaica Willd.	FAGACEAE
Luzula campestris (L.) DC.	JUNCACEAE
Clinopodium vulgare L.	LABIATAE
Lavandula stoechas L. subsp. *pedunculata* (Miller) Samp. ex Rozeira	LABIATAE
Thymus mastichina L.	LABIATAE
Thymus zygis L.	LABIATAE
Allium sphaerocephalon L.	LILIACEAE
Linum sp.	LINACEAE
Cytisus scoparius (L.) Link	PAPILLONACEAE
Dorycnium pentaphyllum Scop.	PAPILLONACEAE
Lotus corniculatus L.	PAPILLONACEAE
Trifolium arvense L.	PAPILLONACEAE
Trifolium campestre Schreber	PAPILLONACEAE
Vicia tetrasperma (L.) Schreber	PAPILLONACEAE
Agrostis castellana Boiss. et Reuter	POACEAE
Aira caryophyllea L. subsp *multiculmis* (Dumort.) Bonnier et Layens	POACEAE
Arrhenatherum elatius (L.) Beauv. et C. Presl. subsp. *bulbosum* (Willd.) Schübler et Martens	POACEAE
Avena bromoides (Gouan) H. Scholz	POACEAE
Avena marginata (Lowe) J. Holub subsp. *sulcata* (Gay ex Dela.) Franco	POACEAE
Cynosurus echinatus L.	POACEAE
Dactylis glomerata L.	POACEAE
Festuca gr. *rubra*	POACEAE
Koeleria crassipes Lange	POACEAE
Rumex gr. *acetosella*	POLYGONACEAE
Cytinus hypocistis (L.) L.	RAFFLESIACEAE
Rosa tomentosa Sm.	ROSACEAE
Sanguisorba minor Scop.	ROSACEAE
Asperula cynanchica L.	RUBIACEAE
Crucianella angustifolia L.	RUBIACEAE
Galium verum L.	RUBIACEAE
Thesium divaricatum Jan ex Mert. et Koch	SANTALACEAE
Linaria amethystea (Lam.) Hoffm. et Link	SCROPHULARIACEAE
Daphne gnidium L.	THYMELEACEAE
Conopodium capillifolium (Guss.) Boiss.	UMBELLIFERAE
Thapsia villosa L.	UMBELLIFERAE

Tabla II.3-6: Catálogo de especies vegetales encontradas en el transecto 4

ESPECIE	**FAMILIA**
Myosotis hispida Schlecht.	BORAGINACEAE
Myosotis sicula Guss.	BORAGINACEAE
Campanula rapunculus L.	CAMPANULACEAE
Jasione montana L.	CAMPANULACEAE
Lonicera caprifolium L.	CAPRIFOLIACEAE
Lonicera periclymenum L.	CAPRIFOLIACEAE
Cerastium glomeratum Thuill.	CARYOPHYLLACEAE
Herniaria glabra L.	CARYOPHYLLACEAE
Silene scabriflora Brot.	CARYOPHYLLACEAE
Chara sp.	CHARACEAE
Halimium umbellatum (L.) Spach	CISTACEAE
Tuberaria guttata (L.) Fourr.	CISTACEAE
Andryala integrifolia L.	COMPOSITAE
Anthemis cotula L.	COMPOSITAE
Carduus carpetanus Boiss. et Reuter	COMPOSITAE
Centaurea janeri Graells	COMPOSITAE
Centaurium sp.	COMPOSITAE
Cirsium vulgare (Savi) Ten.	COMPOSITAE
Hypochoeris radicata L.	COMPOSITAE
Leontodon hispidus L.	COMPOSITAE
Leontodon taraxacoides (Vill.) Mérat	COMPOSITAE
Logfia arvensis (L.) J. Holub	COMPOSITAE
Logfia minima (Sm.) Dumort.	COMPOSITAE
Tolpis barbata (L.) Gaertner	COMPOSITAE
Convolvulus arvensis L.	CONVOLVULACEAE
Convolvulus lineatus L.	CONVOLVULACEAE
Sedum villosum L.	CRASSULACEAE
Scirpus lacustris L.	CYPERACEAE
Scirpus multicaulis Sm.	CYPERACEAE
Quercus faginea Lam.	FAGACEAE
Quercus numantina Ceballos&Vicioso	FAGACEAE
Quercus pyrenaica Willd.	FAGACEAE
Quercus rotundifolia Lam.	FAGACEAE
Quercus welwitschii Samp.	FAGACEAE
Hypericum perforatum L.	HYPERICACEAE
Isoetes sp.	ISOETACEAE
Juncus articulatus L.	JUNCACEAE
Juncus bufonius L.	JUNCACEAE
Juncus capitatus Weigel.	JUNCACEAE
Juncus pygmaeus L.C.M. Rich.	JUNCACEAE
Clinopodium vulgare L.	LABIATAE
Lavandula stoechas L. subsp. *pedunculata* (Miller) Samp. ex Rozeira	LABIATAE
Mentha cervina L.	LABIATAE
Thymus mastichina L.	LABIATAE
Thymus zygis L.	LABIATAE
Allium roseum L.	LILIACEAE
Asphodelus ramosus L.	LILIACEAE
Ornithogalum umbellatum L.	LILIACEAE
Linum bienne Miller	LINACEAE
Linum triginum L.	LINACEAE
Adenocarpus complicatus (L.) Gay	PAPILLONACEAE
Cytisus scoparius (L.) Link	PAPILLONACEAE
Genista carpetana Leres. ex Lange	PAPILLONACEAE
Medicago lupulina L.	PAPILLONACEAE
Ornithopus perpusillus L.	PAPILLONACEAE
Trifolium angustifolium L.	PAPILLONACEAE
Trifolium arvense L.	PAPILLONACEAE

Trifolium campestre Schreber	PAPILLONACEAE
Trifolium cherleri L.	PAPILLONACEAE
Trifolium dubium Sibth	PAPILLONACEAE
Trifolium striatum L.	PAPILLONACEAE
Vicia hirsuta (L.) S. F. Gray	PAPILLONACEAE
Vicia sativa L.	PAPILLONACEAE
Littorella uniflora (L.) Asch.	PIROLACEAE
Plantago radicata Hofmanns & Link	PLANTAGINACEAE
Agrostis castellana Boiss. et Reuter	POACEAE
Agrostis vulgaris With.	POACEAE
Aira caryophyllea L. subsp. *multiculmis* (Dumort.) Bonnier et Layens	POACEAE
Antinoria agrostidea (PC.) Parl.	POACEAE
Arrhenatherum elatius (L.) Beauv et C. Presl. subsp. *bulbosum* (Willd.) Schübler et Martens	POACEAE
Avena marginata (Lowe) J. Holub subsp. *sulcata* (Gay ex Dela.) Franco	POACEAE
Briza minor L.	POACEAE
Bromus sterilis L.	POACEAE
Cynosurus echinatus L.	POACEAE
Festuca gr. *rubra*	POACEAE
Koeleria caudata (Link) Steudel	POACEAE
Phleum pratense L.	POACEAE
Polypogon maritimus Willd.	POACEAE
Taeniatherum caput-medusae (L.) Nevski	POACEAE
Triticum vulgare Vill.	POACEAE
Vulpia muralis (Kunth) Nees	POACEAE
Rumex acetosella L.	POLYGONACEAE
Rumex crispus L.	POLYGONACEAE
Asterolinon linum-stellatum (L.) Duby	PRIMULACEAE
Ranunculus peltatus Schrank subsp. *baudotii* (Godron) C.D.K. Cook	RANUNCULACEAEA
Crataegus monogyna Jacq.	ROSACEAE
Prunus spinosa L.	ROSACEAE
Rosa tomentosa Sm.	ROSACEAE
Rubus ulmifolius Schott	ROSACEAE
Sanguisorba minor Scop.	ROSACEAE
Galium aparine L.	RUBIACEAE
Galium parisiense L.	RUBIACEAE
Bellardia trixago (L.) All.	SCROPHULARIACEAE
Parentucellia sp.	SCROPHULARIACEAE
Daphne gnidium L.	THYMELEACEAE
Bupleurum gerardi All.	UMBELLIFERAE
Daucus carota L.	UMBELLIFERAE
Thapsia villosa L.	UMBELLIFERAE

Tabla II.3-7: Catálogo de especies vegetales encontradas en el transecto 5

ESPECIE	**FAMILIA**
Campanula rapunculus L.	CAMPANULACEAE
Jasione montana L.	CAMPANULACEAE
Lonicera etrusca G. Santi	CAPRIFOLIACEAE
Lonicera sp.	CAPRIFOLIACEAE
Herniaria glabra L.	CARYOPHYLLACEAE
Moenchia erecta (L.) P. Gaertner, B. Meyer et Scherb.	CARYOPHYLLACEAE
Petrorhagia prolifera (L.) P. W. Ball. et Heywood	CARYOPHYLLACEAE
Scleranthus annuus L.	CARYOPHYLLACEAE
Spergula morisonii Boreau	CARYOPHYLLACEAE
Cistus laurifolius L.	CISTACEAE
Halimium umbellatum (L.) Spach	CISTACEAE

Tuberaria guttata (L.) Fourr.	CISTACEAE
Andryala integrifolia L.	COMPOSITAE
Arnoseris minima (L.) Schweigger et Koerte	COMPOSITAE
Hypochoeris radicata L.	COMPOSITAE
Logfia minima (Sm.) Dumort	COMPOSITAE
Saxifraga granulata L.	COMPOSITAE
Senecio vulgaris L.	COMPOSITAE
Quercus faginea Lam.	FAGACEAE
Quercus numantina Ceballos&Vicioso	FAGACEAE
Quercus pyrenaica Willd.	FAGACEAE
Quercus rotundifolia Lam.	FAGACEAE
Quercus welwitschii Scamp.	FAGACEAE
Thymus zygis L.	LABIATAE
Asphodelus ramosus L.	LILIACEAE
Muscari comosum (L.) Miller	LILIACEAE
Orchis morio L. subsp. *champagneuxii* (Barn.) Camus	ORCHIDACEAE
Cytisus scoparius (L.) Link	PAPILLONACEAE
Genista hystrix Lange	PAPILLONACEAE
Lathyrus sativus L.	PAPILLONACEAE
Lotus corniculatus L.	PAPILLONACEAE
Lupinus angustifolius L.	PAPILLONACEAE
Ornithopus compressus L.	PAPILLONACEAE
Ornithopus perpusillus L.	PAPILLONACEAE
Trifolium campestre Schreber	PAPILLONACEAE
Vicia lutea L.	PAPILLONACEAE
Agropyron elongatum (Host) Beauv.	POACEAE
Agrostis sp.	POACEAE
Aira caryophyllea L. subsp *multiculmis* (Dumort.) Bonnier et Layens	POACEAE
Avenula pubescens (Hudson) Dumort.	POACEAE
Dactylis glomerata L. subsp. hispanica (Roth) Nyman	POACEAE
Festuca gr. *heterophylla*	POACEAE
Micropyrum tenellum (L.) Link	POACEAE
Poa bulbosa L.	POACEAE
Vulpia ciliata Dumort	POACEAE
Vulpia sp.	POACEAE
Ranunculus bulbosus L.	RANUNCULACEAEA
Ranunculus gregarius Brot.	RANUNCULACEAEA
Crataegus monogyna Jacq.	ROSACEAE
Rosa canina L.	ROSACEAE
Galium parisiense L.	RUBIACEAE
Linaria amethystea (Lam.) Hoffm. et Link	SCROPHULARIACEAE
Linaria spartea (L.) Willd	SCROPHULARIACEAE
Daphne gnidium L.	THYMELEACEAE
Thapsia villosa L.	UMBELLIFERAE

Tabla II.3-8: Catálogo de especies vegetales encontradas en el transecto 6

Se definió un gradiente sucesional en las tierras abandonadas. Se encontró una mayor riqueza de especies vegetales en los estadíos de transición del uso al abandono (en el mosaico de cultivos y abandono, y en el tomillar), y también en el bosque adehesado, donde la presencia de zonas húmedas introdujo un mayor contingente de especies. El menor número de especies se observó para el primer transecto del gradiente, los cultivos. Los otros dos transectos forestales (matorral con arbolado, y bosque maduro) presentaron un número moderado de especies. En los primeros estadios del abandono de las tierras, se produce una mayor proliferación de herbáceas y comienzan a aparecer especies leñosas arbustivas de pequeño

(Lavandula, Thymus) y mediano porte (Cytisus, Rosa), dominando muy claramente las compuestas, gramíneas y papilonáceas. Progresivamente, al avanzar en la sucesión, comienzan a dominar las leñosas de mediano y gran porte, especialmente fagáceas, rosáceas y cistáceas. Las papilonáceas y compuestas, continúan estando bien representadas, aunque las últimas disminuyen un poco su presencia. Las gramíneas obtienen su riqueza máxima para el bosque adehesado, y las cariofiláceas se incrementan a lo largo del gradiente hasta alcanzar su mayor número en el bosque maduro.

2.3. ESTRUCTURA HORIZONTAL: MICROHETEROGENEIDAD

Para conocer la estructura horizontal del micropaisaje y las relaciones espaciales entre los elementos del paisaje, se calculó la *heterogeneidad*, utilizando el programa CHLOE (BAUDRY *et al*, 1997), al igual que en el *capítulo 1*:

Het= $-\Sigma\, p_{(i,j)} \log_2 p_{(i,j)}$ siendo E{A,B,.....,i,j,.....,T} el conjunto de EP (BAUDRY & BAUDRY-BUREL, 1982; BAUDRY, 1985, *com.pers.*).

Los resultados se presentan en la *tabla II.3*-9, y a la vista de ellos se obtiene que los patrones más homogéneos corresponden al tomillar (T3) y el bosque maduro (T6), y los más heterogéneos a los cultivos (T1 y T2) en primavera. Entre el invierno y la primavera, se observa un importante cambio en el valor de este parámetro, de forma que en el primer período, se produce una uniformización del micropaisaje, al ararse y sembrarse varias parcelas al mismo tiempo.

	T1	**T2**	**T3**	**T4**	**T5**	**T6**
prim-1	**2.12**	**2.07**	**0.76**	1.53	1.39	**0.4**
inv-1	1.56	1.81	-	-	-	-
prim-2	1.95	1.96	-	-	-	-
inv-2	1.6	1.59	-	-	-	-

Tabla II.3-9: Microheterogeneidad de cada transecto en cada estación

Los patrones espaciales más homogéneos corresponden al bosque maduro y al tomillar, y los más heterogéneos a los cultivos en primavera.

2.4. ESTRUCTURA VERTICAL: ESTRATIFICACION

2.4.1. METODOLOGÍA Y DEFINICIÓN DE LOS ESTRATOS

Para el análisis de la estructura vertical de la vegetación, se realizó un muestreo *de tipo estratificado y sistemático*, con el objeto de recoger toda la variabilidad presente en cada uno de los seis transectos elegidos como zona de estudio. Sobre los mapas de micropaisaje (1:500)

elaborados para cada itinerario, en los que previamente se habían dibujado los elementos del paisaje (en función del número de estratos, de las especies dominantes y del tipo de uso) se trazaron los puntos de muestro para la medida de la diversidad de la vegetación.

Se definieron los **estratos** presentes en función de su altura. Los estratos pueden ser distintos en altura, forma, cobertura y composición florística (ZONNEVELD, 1988). BRAUN BLANQUET (1979) diferencia cuatro: muscinal, herbáceo (inferior y superior), arbustivo y arbóreo (inferior, medio y superior). En función de la fisionomía de la zona de estudio y de nuestros objetivos, se establecieron los siguientes estratos (*cf. fig. II.3-6).* El superíndice hace alusión al transecto en el cuál se encuentran las especies citadas como características de cada estrato:

- Leñosas >3 m: *Quercus pyrenaica* $^{T4, T5, T6}$, *Q. faginea* $^{T4, T5, T6}$

- Leñosas de T1- T3 m.: + *Q. rotundifolia* $^{T5, T6}$

- Leñosas de 0. T5- T1 m.: + *Daphne gnidium* $^{T4, T5, T6}$, *Cytisus scoparius* $^{T4, T5, T6}$, *Lonicera* sp. $^{T4, T5, T6}$, *Rosa* sp. $^{T4, T5, T6}$, *Adenocarpus complicatus* ^{T5}, *Rubus ulmifolius* $^{T1, T2, T3, T5}$, *Cistus laurifolius* ^{T6}, *Crataegus monogyna* $^{T5, T6}$, *Prunus spinosa* ^{T3}, *Genista carpetana* ^{T5}, *Genista hystrix* ^{T6}.

- Herbáceas+leñosas 0-0. T5 m.: + *Halimium umbellatum* $^{T4, T5, T6}$, *Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata* $^{T4, T5}$, *Thymus* sp. $^{T4, T5, T6}$, herbáceas ^{todos}.

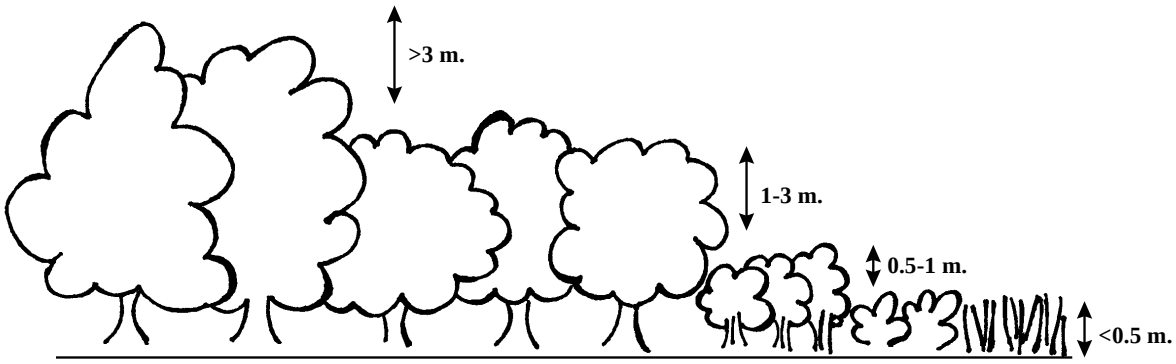


Fig. II.3-6: Esquema que representa la estratificación vertical de la vegetación.

Para la cuantificación de la estructura vertical de la vegetación, se utilizó el método de las **unidades muestrales lineales (o rumbos, o «line intercepts») (***cf.* WIENS & ROTENBERRY, 1981; MATTEUCCI & COLMA, 1982; KÜCHLER & ZONNEVELD, 1988; SMITH, 1990), que permitió estimar objetivamente los porcentajes de cobertura por estrato (se entiende por *cobertura* el porcentaje de superficie ocupada por una población uniespecífica, es una cobertura de proyección y no una cobertura verdadera (basal), ésta sería la superficie de suelo ocupada por la planta) (BRAUN BLANQUET, 1979).

Se realizaron un total de 10-18 rumbos de 25 m. para cada itinerario, que fueron trazados cada 100-150 m. en función de la longitud del transecto (muestreo sistemático), y repartidos equitativamente entre el n° de UP (muestreo estratificado). El observador se movió a lo largo de la línea de 25 m. registrando los intervalos en que cada estrato contactaba con la línea, y transformando después estos resultados en porcentajes de cobertura/estrato. La estructura de la vegetación se midió solamente una vez en el caso de los transectos forestales y del tomillar, ya que la variación a lo largo del período de estudio fue imperceptible (*cf.* FULLER *et al*., 1989).

El método es rápido, objetivo, y relativamente preciso, está muy bien adaptado para medir cambios en la vegetación (SMITH, 1990), y es especialmente útil en zonas de vegetación abierta y matorral (KÜCHLER & ZONNEVELD, 1988). Se puede utilizar tanto para poblaciones uniespecíficas aisladamente, como para grupos de plantas o estratos (KÜCHLER & ZONNEVELD, 1988).

Los valores de cobertura por estrato obtenidos a partir de las unidades de muestreo lineales, se transformaron en valores de diversidad (H'): «foliage height diversity» (FHD) (MACARTHUR & MACARTHUR, 1961; MACARTHUR *et al*., 1966).

$H' = -\Sigma\, p_i \log_2 p_i$ siendo E{A,B,.....,i.....,T} el conjunto de los estratos (SHANNON & WEAVER, 1949)

Para cada rumbo se calculó la $\mathbf{H'_\alpha}$ (diversidad de la *muestra*) y con estos valores se hizo un **perfil de diversidad de la vegetación** («profil of foliage density») para cada transecto (*cf.* BIBBY *et al*., 1993). También se calculó la diversidad global de *conjunto* $\mathbf{H'_\delta}$ para cada transecto. Finalmente, se evaluó el índice de similitud $\mathbf{H'_\beta}$ que es una medida de la *heterogeneidad* dentro de cada transecto ($H'_\beta = H'_\delta - \Sigma H'_\alpha/n$), y que varía entre 0 y 1 (*cf.* WHITTAKER, 1972; BLONDEL, 1983, 1986; MAGURRAN, 1989).

2.4.2. DIVERSIDAD ALFA: PERFILES DE DIVERSIDAD DE VEGETACIÓN

En la *fig. II.3-7*, se representan los valores de diversidad alfa (H'_α) obtenidos a partir de los rumbos, y su variación a lo largo de cada transecto. Estos perfiles muestran como cambia la estructura de la vegetación al avanzar en el itinerario. Así, los transectos cultivos (T1) y cultivos+abandono (T2) son los más sencillos estructuralmente y presentan un perfil prácticamente plano, con sólo algunos picos resultado de la presencia de árboles frutales en T1, y de algunos matorrales en T2. El transecto T3 (pastizal-tomillar) es una transición y comienza a complicarse por la mayor presencia de especies arbustivas. El matorral-arbolado de *Quercus pyrenaica + Q. faginea (*T4), tiene una «arquitectura» bastante compleja, lo que se traduce en una considerable diversidad. El bosque adehesado (T5), presenta una diversidad vertical importante pero también áreas de pastizal, en las que la línea de diversidad cae hasta cero. El

bosque maduro (T6) al poseeer todos los estratos prácticamente a lo largo de todo el recorrido, presenta la mayor diversidad, que sólo disminuye un poco al principio debido a un claro en la vegetación.

2.4.3. DIVERSIDAD GAMMA E ÍNDICE DE SIMILITUD BETA

La *fig. II.3-8* muestra como a lo largo del gradiente sucesional considerado en el estudio, la diversidad global gamma, es considerablemente menor en los tres primeros transectos (correspondientes a los cultivos en uso y a su transición hacia los primeros estadios del abandono), y bastante más elevada para las etapas más maduras de la sucesión. Los mayores valores de diversidad se observan para T4 y T6, esto es debido, a la progresiva complejidad vertical de la vegetación.

La *fig. II.3-9* , representa la evolución del índice de similitud beta, que nos da una idea de cuán diferente es el transecto en su interior, al relacionar la diversidad global (gamma) con la de la muestra (alfa). Se obtiene que los transectos más homogéneos internamente son T2, T3 y T6, y el más heterogéneo, T4, que a la vez es muy diverso, mientras que T6 es también muy diverso pero muy uniforme.

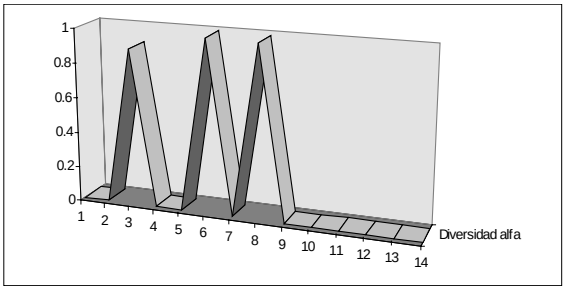
Considerando la estructura vertical de los transectos, los cultivos y los cultivos con abandono son los más sencillos. En el tomillar se puede apreciar un ligero aumento de la complejidad estructural de los estratos vegetales (la diversidad alfa alcanza valores un poco más elevados), siendo ésta creciente hacia los transectos bosque adehesado y matorral, y máxima en el bosque maduro. Los cultivos con abandono y el tomillar son los transectos menos diversos verticalmente (diversidad gamma) y los más homogéneos (índice beta), los cultivos aparecen claramente más diversos y heterogéneos (por la presencia de los árboles frutales); el matorral con arbolado es el más heterogéneo verticalmente, siendo a la vez muy diverso; valores similares de diversidad gamma alcanza el bosque maduro, pero por contra su heterogeneidad es muy baja; el bosque adehesado es moderadamente diverso y heterogéneo.

3.ANALISIS DE LA COMUNIDAD DE AVES

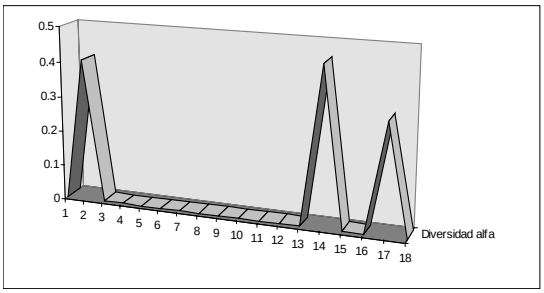
3.1. MATERIAL Y METODOS

*** La abundancia y la densidad**

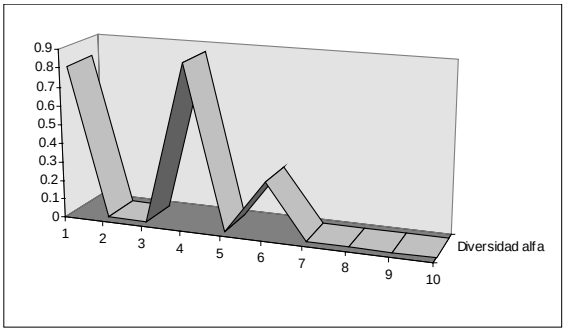
La *abundancia* es la cantidad de individuos de una especie, y puede expresarse como densidad, frecuencia o como índice de abundancia relativa (BLONDEL, 1986). En este caso se utilizó la *densidad*, que es la abundancia total de la comunidad en una unidad de superficie (BLONDEL, 1975).



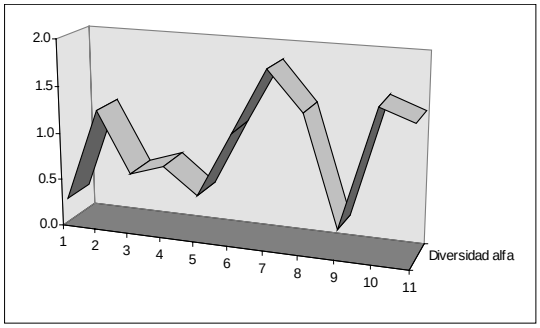
Cultivos



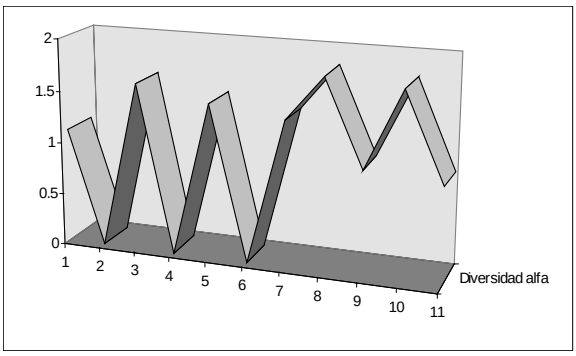
Cultivos+abandono



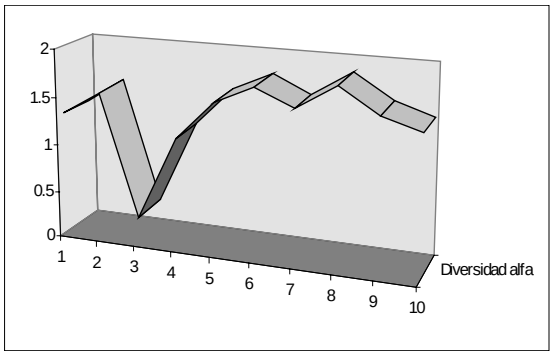
Pastizal - tomillar



Matorral-arbolado



Bosque adehesado



Bosque maduro

Fig.II.3-7: Perfiles de diversidad de vegetación para cada transecto. El eje X, representa el rumbo, y el eje Y, la diversidad alfa.

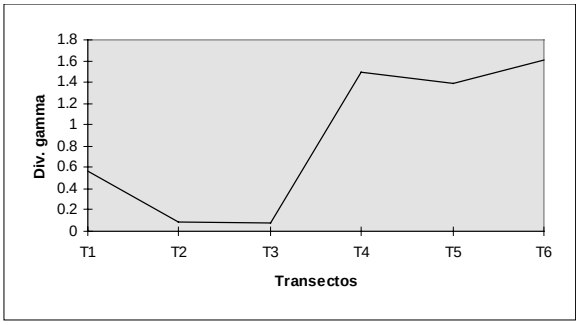


Fig.II.3-8

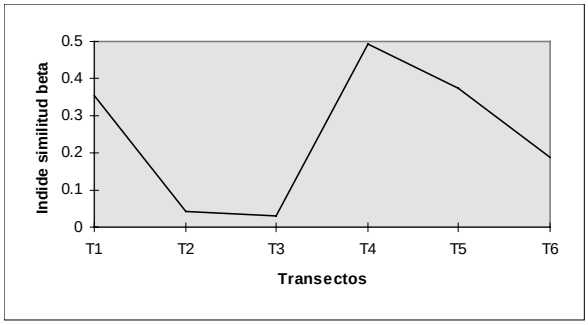


Fig.II.3-9

Se calcularon las densidades para cada especie y en su conjunto.

En el transecto finlandés (JARVINEN & VAISANEN, 1976, 1983), la densidad se obtiene mediante la siguiente fórmula:

D= n*k / L

donde:

n= N°individuos totales en banda principal+ suplementaria

L= Longitud del transecto (en metros)

k= Coeficiente de corrección

k = (1- √(1-p)) / W

donde:

p= (N°individuos en banda principal)/ (n°individuos en banda principal + suplementaria)

W= Anchura de la banda (= 25 m.)

Los valores de densidad se expresaron en aves/10 Ha.

*** La riqueza**

Es el número de especies. Para el conocimiento de la *riqueza total* se construyeron *curvas de riqueza acumulada* en función del esfuerzo de observación, esta curva traduce la misma realidad que la curva área-especies utilizada por los botánicos (que define el área mínima a muestrear para obtener la composición florística del medio), pero la variable de referencia en este caso no es el espacio, sino el tiempo. La pendiente de la curva expresa las visitas que faltan para registrar al menos una vez todas las especies de la comunidad y adquirir la riqueza total, y además aporta una idea acerca de la homogeneidad de la composición de la comunidad (*cf.* BLONDEL, 1975, 1986). Estas curvas son los mejores útiles para medir en qué grado la diagnosis de las comunidades orníticas en medios heterogéneos ha sido correctamente estimada (BLONDEL, 1983). También se calculó la *riqueza media*, pero ésta presenta como inconveniente que da el mismo peso a todas las especies de la comunidad, sin importar su rango, es decir su importancia relativa (BLONDEL, 1975).

*** La diversidad y la equitabilidad**

Para el cálculo de la diversidad, como en el *capítulo 1*, se utilizó la diversidad informática de SHANNON & WEAVER (1949) que mide la cantidad de información o grado de orden en un sistema (MARGALEF, 1968), y que es la más corrientemente utilizada en ornitología (*cf.* BLONDEL, 1975).

$$H' = -\Sigma\, p_i \log_2 p_i$$

siendo E{A,B,.....,i.....,T} el conjunto de especies .

Al utilizar el logaritmo en base 2, la unidad de información es el bit («binary unity») o binon, es decir, la cantidad de información que aporta cada individuo. Cuanto mayor es H', más información contiene la comunidad, más diversa es, y más difícil es predecir la identidad específica del próximo individuo extraído de la comunidad (*cf.* BLONDEL, 1975, 1986). Se comparó este valor con la *diversidad máxima* ($H'_{máx} = \log_2 T$), obteniendo la ***Uniformidad o equitabilidad*** *(*$J = H'/H'_{max}$), o grado de realización por la comunidad de la diversidad máxima potencial. Su valor varía entre 0 (una sola especie) y 1 (todas las especies igualmente distribuidas en la población) (*cf.* BLONDEL, 1975, 1986).

*** La dominancia**

Se consideraron como dominantes las tres o cuatro especies con una mayor densidad relativa en cada transecto.

*** Análisis de la varianza**

Para ver si existían diferencias significativas entre los parámetros ecológicos, con relación al transecto y al período del año, se hicieron análisis de la varianza (ANOVAs) y matrices de probabilidad (*test LSD de Fhisher*) comparando por pares los valores de los parámetros por transecto y por período. Se utilizó SYSTAT. En primer lugar, se comprobó la normalidad de los datos mediante un *test de Lilliefors*, y se obtuvo que todos los parámetros presentaban una distribución no normal, por lo que se procedió a su transformación. La densidad se normalizó mediante *LN (x+1),* y la uniformidad mediante *arcsen* $\sqrt{x}$; la riqueza no fue posible normalizarla por lo que no se tranformó, y la diversidad al ser ya un logaritmo, tampoco se modificó. Se adoptó un nivel de significación de $p < 0.05$.

3.2. COMPOSICION DE LA COMUNIDAD: PARAMETROS ECOLOGICOS

Se recogen los datos relativos a la composición de la comunidad aviar: catálogos de especies y parámetros ecológicos para cada transecto, lo que aporta una idea global de cada uno de ellos.

3.2.1. CATÁLOGOS DE ESPECIES

A continuación se presentan los listados de especies *Passeriformes* en banda principal (25 m. a cada lado del observador), obtenidos para cada transecto. En el *ANEXO II*, se encuentran los catálogos totales de las especies contactadas. Se siguió la nomenclatura utilizada por PETERSON *et al.*

ESPECIE	NOMBRE COMUN	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Aegithalos caudatus	Mito	-	-	-	-	+	-
Alauda arvensis	Alondra	+	+	+	-	+	+
Anthus campestris	Bisbita campestre	+	+	+	-	-	-
Anthus pratensis	Bisbita común	+	+	+	+	+	-
Anthus spinoletta spinoletta	Bisbita ribereño alpino	-	-	-	-	+	-
Anthus trivialis	Bisbita arbóreo	-	-	-	+	+	+
Calandrella brachydactyla	Terrera común	+	+	+	-	-	-
Carduelis cannabina	Pardillo común	+	+	+	+	+	+
Carduelis carduelis	Jilguero	+	-	+	-	+	+
Carduelis chloris	Verderón común	+	-	-	-	+	-
Certhia brachydactyla	Agateador común	-	-	-	+	-	-
Corvus corone corone	Corneja negra	+	-	+	+	+	+
Corvus monedula	Grajilla	-	+	+	-	-	-
Emberiza cia	Escribano montesino	-	+	+	+	+	+
Emberiza cirlus	Escribano soteño	-	-	-	-	+	+
Emberiza citrinella	Escribano cerillo	-	-	-	+	-	-
Emberiza hortulana	Escribano hortelano	-	-	-	+	+	+
Erithacus rubecula	Petirrojo	-	-	-	+	+	+
Ficedula hypoleuca	Papamoscas cerrojillo	-	-	+	+	-	-
Fringilla coelebs	Pinzón	-	-	-	+	+	+
Galerida cristata	Cogujada común	+	+	+	-	-	-
Hippolais polyglota	Zarcero común	-	-	-	-	-	+
Hirundo rustica	Golondrina común	+	+	-	-	-	-
Lanius excubitor	Alcaudón real	+	+	-	+	+	+
Lanius senator	Alcaudón común	-	-	+	-	+	+
Lullula arborea	Totovía	-	-	+	+	+	+
Luscinia megarhynchos	Ruiseñor	-	-	-	+	+	+
Melanocorypha calandra	Calandria	+	+	-	-	-	-
Miliaria calandra	Triguero	+	+	+	-	-	-
Motacilla alba	Lavandera blanca común	+	-	-	-	-	-
Motacilla cinerea	Lavandera cascadeña	-	-	-	-	-	+
Motacilla flava iberiae	Lavandera boyera ibérica	+	-	+	-	+	-
Oenanthe hispanica	Collalba rubia	-	-	-	+	-	-
Oenanthe oenanthe	Collalba gris	+	+	+	+	-	-
Parus caeruleus	Herrerillo común	-	-	-	+	+	+
Parus major	Carbonero común	-	-	-	+	+	+
Passer domesticus	Gorrión común	+	+	-	+	-	-
Passer montanus	Gorrión molinero	+	+	+	-	-	-
Petronia petronia	Gorrión chillón	+	+	-	-	-	-
Phoenicuros ochruros	Colirrojo tizón	+	+	-	+	-	+
Phylloscopus bonelli	Mosquitero papialbo	-	-	-	+	+	+
Phylloscopus collybita	Mosquitero común	+	+	-	+	+	+
Pica pica	Urraca	+	+	+	+	+	+
Prunella modularis	Acentor común	-	-	-	+	+	-
Regulus ignicapillus	Reyezuelo listado	-	-	-	+	+	+
Saxicola torquata	Tarabilla común	-	+	+	+	-	-
Serinus serinus	Verdecillo	-	-	-	+	+	+
Sturnus sp.	Estornino	+	+	+	+	+	-
Sylvia cantillans	Curruca carrasqueña	-	-	-	+	+	+
Sylvia communis	Curruca zarcera	-	+	+	+	+	+
Sylvia undata	Curruca rabilarga	-	+	+	+	+	+
Turdus merula	Mirlo común	-	-	-	+	+	+
Turdus philomelos	Zorzal común	-	-	-	+	+	+
Turdus viscivorus	Zorzal charlo	-	-	-	+	-	+

Tabla II.3-10: Catálogo de especies *Passeriformes* en banda principal (B.P.) en los seis transectos considerados representativos del gradiente de abandono

3.2.2. ABUNDANCIA, DENSIDAD, RIQUEZA, DIVERSIDAD Y EQUITABILIDAD

En las siguientes tablas se muestran los parámetros ecológicos calculados para cada transecto (la abundancia se expresa en número de individuos, la densidad en n°individuos/10 Ha., la riqueza en número de especies, y la diversidad en bits). Se expresan los valores medios de todas las visitas, la desviación típica, y el coeficiente de variación para cada parámetro (*cf.* WIENS, 1989b).

	Abundancia	Densidad	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
Media	69.52	11.09	7.00	1.96	2.70	0.73
SD	43.90	7.85	2.58	0.58	0.60	0.16
CV	63.15%	7.84%	36.80%	29.72%	22.23%	21.69%

Tabla II.3-11: Transecto 1 (mosaico de cultivos de regadío, regados por pozos)

	Abundancia	Densidad	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
Media	48.59	25.88	5.36	1.41	2.33	0.59
SD	27.03	40.10	1.97	0.75	0.52	0.25
CV	55.6%	154.95%	36.6%	53.2%	22.2%	43.0%

Tabla II.3-12: Transecto 2 (mosaico de cultivos de secano con parcelas abandonadas).

	Abundancia	Densidad	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
Media	50.77	8.70	3.64	0.97	1.65	0.51
SD	35.96	6.21	2.04	0.72	0.83	0.28
CV	70.83%	71.38%	56.00%	74.40%	50.17%	55.41%

Tabla II.3-13: Transecto 3 (tomillar)

	Abundancia	Densidad	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
Media	28.00	5.19	9.09	2.73	3.12	0.87
SD	12.04	2.02	2.62	0.62	0.46	0.11
CV	43.00%	38.92%	28.79%	22.54%	14.85%	12.42%

Tabla II.3-14: Transecto 4 (matorral con arbolado de *Quercus* sp.)

	Abundancia	Densidad	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
Media	37.26	7.31	7.43	2.19	2.83	0.77
SD	33.19	7.42	2.19	0.76	0.46	0.22
CV	89.07%	101.50%	29.48%	34.50%	16.13%	29.16%

Tabla II.3-15: Transecto 5 (bosque adehesado de *Quercus* sp.)

	Abundancia	Densidad	Riqueza	Diversidad	Div.máxima	Uniformidad
Media	50.29	9.25	10.33	2.73	3.32	0.82
SD	14.32	2.67	2.65	0.50	0.42	0.08
CV	28.47%	28.86%	25.63%	18.39%	12.80%	9.53%

Tabla II.3-16: Transecto 6 (bosque de *Quercus* sp.)

Los mayores valores de riqueza, diversidad y uniformidad medias, se encontraron para T4 y T6 (los transectos con una mayor diversidad vertical de la vegetación), y el menor valor para el tomillar (T3), que corresponde al primer estadio después del abandono de los cultivos

y a la menor diversidad vertical de la vegetación. De los cultivos, fueron más ricos, diversos y uniformes, los cultivos de regadío en uso (T1) que el mosaico de parcelas con abandono (T2), o sea que los primeros presentaron un mayor número de especies con un reparto más equitativo de los individuos entre ellas, que los segundos.

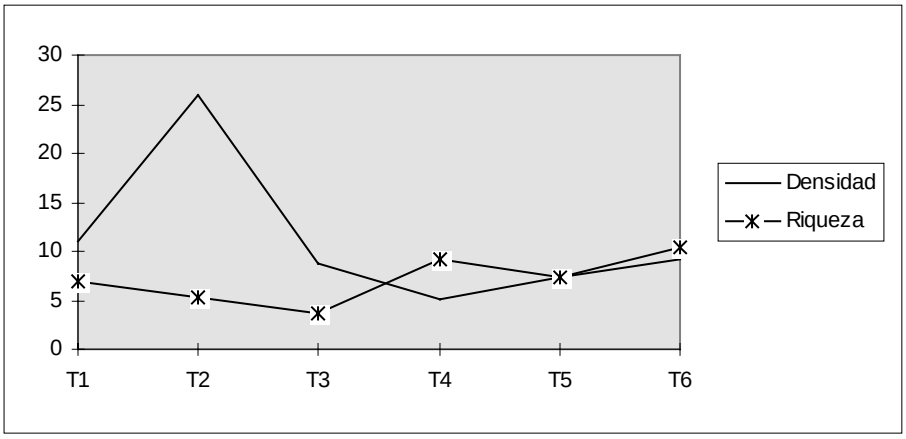


Fig. II.3-10.a: Evolución de la densidad y la riqueza de la comunidad aviar a lo largo de un gradiente de abandono

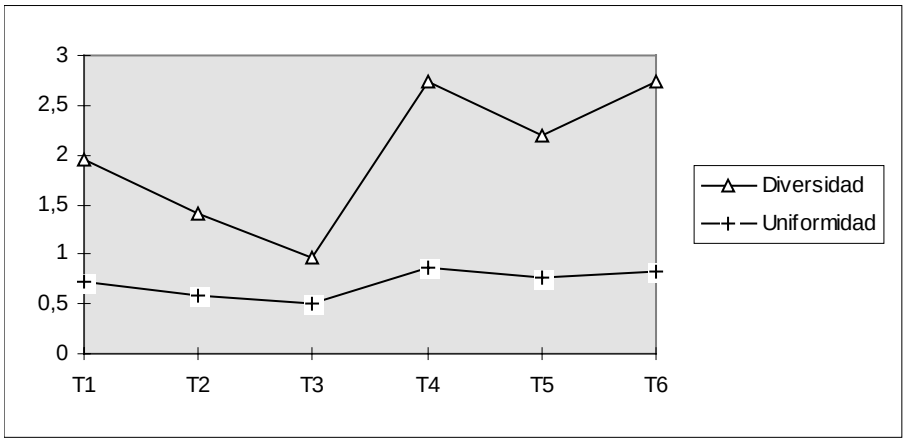


Fig. II.3-10.b: Evolución de la diversidad y la uniformidad de la comunidad aviar a lo largo de un gradiente de abandono

En cuanto a la densidad media, los valores más altos se observaron para los cultivos, especialmente para el mosaico de parcelas en uso y abandonadas, aunque para estos últimos su alto coeficiente de variación, mayor del 100%, indica que esta elevada densidad es muy variable en el tiempo, y puede ser debida a la presencia de bandos en invierno. En cambio los cultivos en uso presentan un coeficiente de variación muy pequeño, entonces cabe suponer una mayor uniformidad en la evolución estacional de este parámetro debido a la presencia de ciertos elementos del paisaje que se mantienen a lo largo de todo el año (árboles frutales, pastizales, construcciones). El tomillar y el bosque homogéneo (que son los transectos más homogéneos horizontalmente) presentan también densidades bastante elevadas. Las menores n° de aves/10Ha. se observaron para los transectos forestales con mayor grado de manejo humano. *Cf. fig. II.3-10-11.*

3.2.3. DENSIDAD MEDIA DE CADA ESPECIE POR TRANSECTO: DOMINANCIA

En la *tabla II.3-17* se exhiben las densidades medias (n°aves/10 Ha.) calculadas para cada especie utilizando la fórmula del transecto finés.

Estos valores de densidad media de las especies en cada transecto permiten conocer cuáles son las especies dominantes en cada uno de ellos. Así, en los cultivos de regadío por pozos, son más importantes cuantitativamente *Alauda arvensis, Passer montanus, P. domesticus,* y *Miliaria calandra*.

En el secano con parcelas abandonadas y en el tomillar, domina claramente *Alauda arvensis*, que es un indicador de medios abiertos, y *Sturnus* sp.

En los medios forestales, cambian cualitativamente las especies más abundantes y la dominancia es menos patente, de manera que en el matorral de *Quercus* sp., dominan *Lullula arborea, Parus caeruleus* y *P. major;* en el bosque adehesado *Antus pratensis (*ligada a los pastizales), *Sturnus* sp., y *Lullula arborea*; y en el bosque más maduro, *Regulus ignicapillus, Parus major* y *Sylvia cantillans.*

Los mayores valores de densidad se encontraron para el mosaico de cultivos con abandono y en uso (ambos transectos son los más homogéneos verticalmente), seguidos del tomillar y del bosque maduro (los más homogéneos horizontalmente). Los menores valores se anotaron para los dos transectos forestales con mayor grado de manejo (T4 y T5). En general el coeficiente de variación de este parámetro es bastante elevado, lo que indica su gran variabilidad estacional.

La riqueza, diversidad y uniformidad, es mayor en los medios forestales que en los medios abiertos, siendo los valores más reducidos para el tomillar, y los más elevados para el matorral con arbolado, y el bosque homogéneo (los más diversos verticalmente).

Alauda arvensis es la especie más dominante en los tres transectos correspondientes a las primeras etapas del gradiente entre uso y abandono, compartiendo esta mayor densidad en el caso de los cultivos, con Miliaria calandra, Passer montanus y P. domesticus.

En el matorral con arbolado, dominan Lullula arborea, Parus caeruleus y P. major, esta última especie es también muy importante en el bosque maduro junto a Regulus ignicapillus y Sylvia cantillans.

Y por último, en el bosque adehesado, Sturnus sp., Anthus pratensis y Lullula arborea, son las especies con mayores densidades.

ESPECIE	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Aegithalos caudatus	0	0	0	0	0.05	0
Alauda arvensis	**2.78**	**4.66**	**6.12**	0	0.01	0.02
Anthus campestris	0.06	0.05	0.01	0	0	0
Anthus pratensis	0.18	0.19	0.30	0.08	**1.13**	0
Anthus spinoleta	0	0	0	0	0.12	0
Anthus trivialis	0	0	0	0.18	0.05	0.15
Calandrella brachydactyla	0.07	0.27	0.03	0	0	0
Carduelis cannabina	0.78	0.13	0.14	0.28	0.02	0.20
Carduelis carduelis	0.47	0	0.29	0	0.24	0.02
Carduelis chloris	0.06	0	0	0	0.01	0
Certhia brachydactyla	0	0	0	0.01	0	0
Corvus corone corone	0.05	0	0.04	0.01	0.05	0.03
Corvus monedula	0	0.14	0.15	0	0	0
Emberiza cia	0	0.2	0.14	0.11	0.12	0.02
Emberiza cirlus	0	0	0	0	0.01	0.02
Emberiza citrinella	0	0	0	0.24	0	0
Emberiza hortulana	0	0	0	0.19	0.06	0.08
Erithacus rubecula	0	0	0	0.03	0.03	0.41
Ficedula hypoleuca	0	0	0.01	0.01	0	0
Fringilla coelebs	0	0	0	0.09	0.10	0.21
Galerida cristata	0.14	0.01	0.01	0	0	0
Hippolais polyglota	0	0	0	0	0	0.07
Hirundo rustica	0.03	0.02	0	0	0	0
Lanius excubitor	0.01	0.02	0	0.07	0.14	0.11
Lanius senator	0	0	0.01	0	0.13	0.04
Lullula arborea	0	0	0.01	**0.77**	**0.87**	**0.74**
Luscinia megarhynchos	0	0	0	0.21	0.14	0.61
Melanocorypha calandra	0.02	0.17	0	0	0	0
Miliaria calandra	**1.38**	0.07	0.05	0	0	0
Motacilla alba	0.05	0	0	0	0	0
Motacilla cinerea	0	0	0	0	0	0.01
Motacilla flava iberiae	0.52	0	0.01	0	0.05	0
Oenanthe hispanica	0	0	0	0.05	0	0
Oenanthe oenanthe	0.15	0.4	0.01	0.01	0	0
Parus caeruleus	0	0	0	**0.50**	0.50	0.34
Parus major	0	0	0	**0.49**	0.40	**1.14**
Passer domesticus	**1.10**	0.09	0	0.01	0	0
Passer montanus	**1.90**	0.01	0.03	0	0	0
Petronia petronia	0.05	0.02	0	0	0	0
Phoenicuros ochruros	0.19	0.02	0	0.06	0	0.20
Phylloscopus bonelli	0	0	0	0.29	0.12	0.36
Phylloscopus collybita	0.01	0.01	0	0.08	0.09	0.44
Pica pica	0.26	0.1	0.22	0.04	0.15	0.04
Prunella modularis	0	0	0	0.09	0.02	0
Regulus ignicapillus	0	0	0	0.02	0.01	**1.61**
Saxicola torquata	0	0.08	0.06	0.32	0	0
Serinus serinus	0	0	0	0.16	0.02	0.75
Sturnus sp.	0.85	**2.04**	0.40	0.16	**2.27**	0
Sylvia cantillans	0	0	0	0.21	0.32	**0.98**
Sylvia communis	0	0.01	0.01	0.18	0.01	0.13
Sylvia undata	0	0.01	0.03	0.09	0.03	0.12
Turdus merula	0	0	0	0.05	0.03	0.20
Turdus philomelos	0	0	0	0.06	0.01	0.09
Turdus viscivorus	0	0	0	0.02	0	0.07

Tabla II.3-17: Densidad media (n°aves /10 Ha.) de cada especie calculada mediante la modalidad de transecto finés. En color gris, las especies dominantes para cada transecto.

3.3. DINAMICA ESTACIONAL

3.3.1. DENSIDAD

La *tabla II.3-18* y la *fig.II.3-12* muestran la evolución estacional de la densidad para los seis transectos representativos de un gradiente de ambientes en uso agrícola y abandonados definidos en la zona de estudio. Se observa que para los tres medios abiertos (cultivos, mosaico de parcelas cultivadas y abandonadas, y tomillares), la mayor densidad se obtiene siempre en invierno, siendo T1 el que más varió y T2 el que menos en este período (*cf.* coeficientes de variación); mientras que la menor densidad, se encuentra en primavera (en este período, el menor coeficiente de variación fue para los tomillares, de lo que se puede deducir que éstos fluctúan menos que medios cultivados). En cuanto a los tres medios forestales, representativos de la sucesión ecológica iniciada en cultivos abandonados, el paso primaveral es el momento en que se detecta la menor densidad (la menor variabilidad fue para el bosque homogéneo, el más maduro), encontrándose los valores más altos en paso otoñal para los transectos matorral con arbolado, y bosque maduro, y en invierno para el bosque adehesado, quizás por ser éste un intermedio entre bosque y pastizal.

El análisis de la varianza explicó el 47.8% de la variación en densidad utilizando transecto y período. Las comparaciones entre los transectos, aportaron diferencias significativas (ANOVA, $F= 7.864$, $df= 5,111$, $p< 0.001$), y el *test LSD de Fisher* mostró diferencias significativas ($p<0.05$) entre T2 (cultivos+abandono) y el resto, y entre los transectos 4, 5 y 6 (los más complejos verticalmente) entre sí. Igualmente, las comparaciones entre los períodos aportaron diferencias en la densidad (ANOVA, $F= 5.057$, $df= 3,111$, $p= 0.003$) entre la primavera y el invierno y el otoño.

En los párrafos siguientes, para expresar las diferencias significativas de los resultados correspondientes a las matrices de probabilidad (test LSD de Fisher), se ha tomado como nivel de significación $p<0.05$.

	Densidad	**T1**	**T2**	**T3**	**T4**	**T5**	**T6**
Paso primaveral	Media	10.64	9.60	9.1	**4.09**	**2.70**	**7.81**
	SD	1.67	4.67	8.0	1.62	1.27	0.18
	CV	15.70%	21.42%	87.91%	39.61%	47.04%	2.30%
Primavera	Media	**8.90**	**6.24**	**4.19**	5.67	4.18	9.37
	SD	5.66	5.50	1.44	1.27	1.02	1.80
	CV	63.60%	88.14%	34.37%	22.40%	24.40%	19.21%
Paso otoñal	Media	11.62	7.24	10.76	**6.34**	8.89	**10.10**
	SD	9.67	6.01	5.85	4.68	3.66	2.92
	CV	83.22%	83.01%	54.37%	73.82%	41.17%	28.91%
Invierno	Media	**13.25**	**11.98**	**12.68**	4.57	**12.55**	9.15
	SD	10.34	5.12	6.71	2.27	10.67	3.72
	CV	78.04%	42.73%	52.92%	49.67%	85.02%	40.66%

Tabla II.3-18: Evolución estacional de la densidad media, de su desviación típica y de su coeficiente de variación (CV)

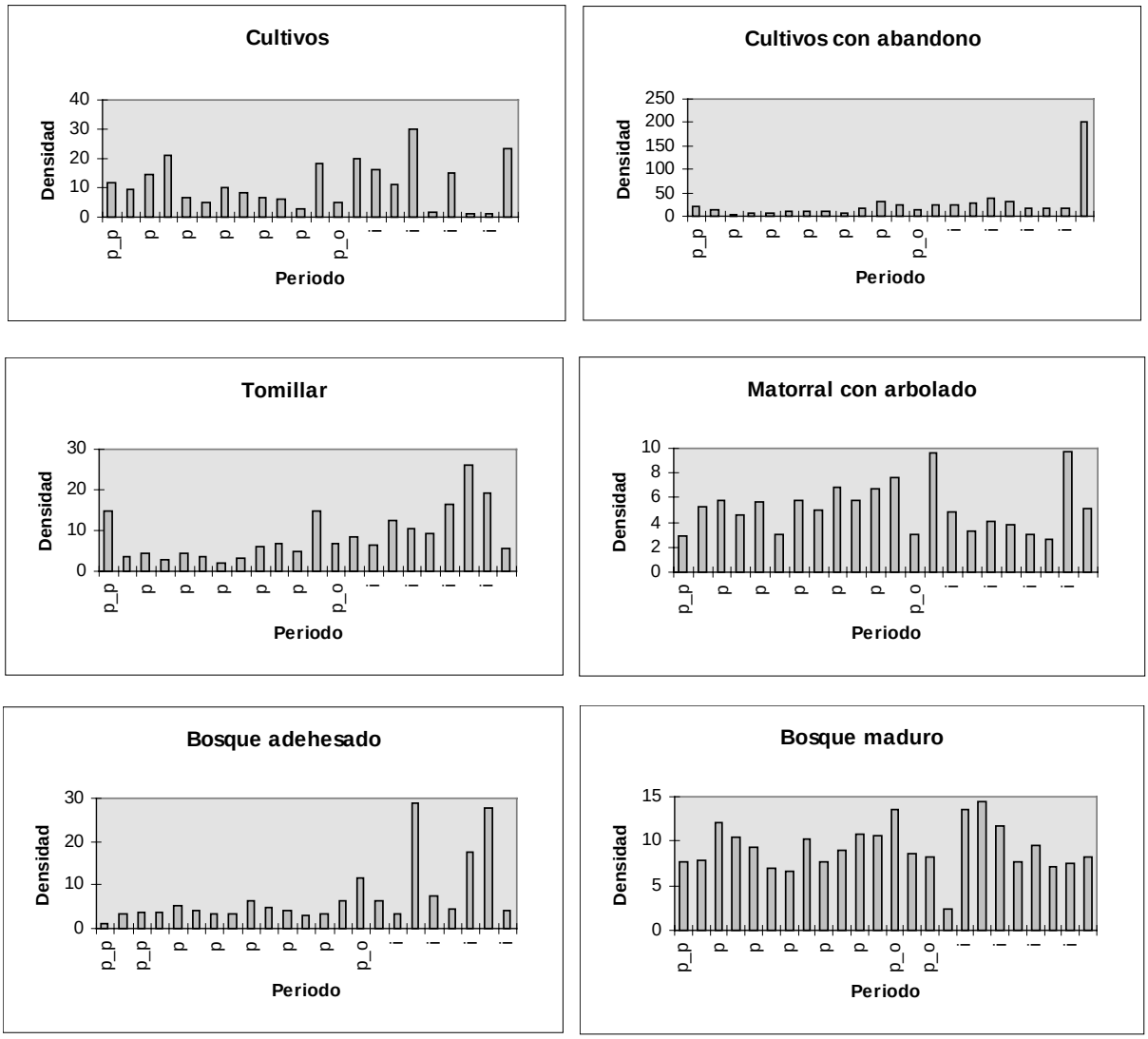


Fig. II.3-12: Variación estacional de la densidad media en cada transecto (p-p= paso otoñal, p= primavera, p-o= paso otoñal, i= invierno)

Para analizar las variaciones de densidad específica (log-tranformada), con el transecto y el período del año, se escogieron solamente las especies dominantes.

Los resultados obtenidos son:

Para *Alauda arvensis*, el 84.4% de su variación en densidad es explicable con el período (ANOVA, F= 23.744, df= 3,111, p< 0.001), de forma que se encuentran diferencias significativas entre el invierno con las otras estaciones (debido al incremento de la población local con la llegada de individuos invernantes), y entre otoño y primavera; y con el transecto (ANOVA, F= 55.360, df= 5,111, p< 0.001), existiendo diferencias significativas entre los tres transectos abiertos (cultivos, mosaico de cultivos-abandono, tomillares) entre sí (excepto entre T2 y T3), y con el resto. Los ambientes correspondientes a los primeros estadios del abandono (cultivos+abandono, y tomillares), son los más favorables para la presencia de esta especie *(cf. tabla II.3-19).* Existen interacciones entre período y transecto (ANOVA, F= 5.537, df= 15,111, p< 0.001).

ALAR	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	2.13	0.07	0	6.25
T2	**4.68**	1.60	5.05	8.37
T3	3.22	**2.36**	**6.70**	**10.40**
T4	0	0	0	0
T5	0	0	0.14	0
T6	0.12	0.02	0	0

Tabla II.3-19: Densidad media por período para *Alauda arvensis* en un gradiente de ambientes

Anthus pratensis: El análisis de la varianza explicó el 33.8% de la variación sólo con el período (aunque existen interacciones con el transecto, ANOVA, F= 1.949, df= 15,111, p= 0.025), de forma que la primavera se comporta de modo diferente al resto de las estaciones (ANOVA, F= 5.735, df= 3,111, p= 0.001), ya que la densidad= 0 (*cf. tabla II.3-20).* Las densidades más elevadas para la especie se obtienen en los cultivos y el bosque adehesado, en paso otoñal e invierno, respectivamente.

ANPR	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0	**2.01**	0
T2	0.56	0	0.56	0.23
T3	1.37	0	1.47	0.10
T4	0.12	0	0.23	0.12
T5	0.83	0	0.13	**2.91**
T6	0	0	0	0

Tabla II.3-20: Densidad media por período para *Anthus prantensis* en un gradiente de ambientes

Calandrella brachydactyla: Se obtuvieron diferencias significativas para el período (ANOVA, F= 5.407, df= 3,111, p= 0.002), y para las interacciones período-transecto (ANOVA, F= 2.241, df= 15,111, p= 0.009), con ello se explicó un 46.1% de la variación en densidad. La primavera fue diferente del resto de las estaciones, de forma que las mayores densidades se observaron para este período, en los dos transectos con tomillares (*cf. tabla II.3-21).* Es una especie ligada a ambientes abiertos.

CABR	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0.12	0.14	0	0
T2	0	**0.53**	0	0.09
T3	0	**0.53**	0	0.09
T4	0	0	0	0
T5	0	0	0	0
T6	0	0	0	0

Tabla II.3-21: Densidad media por período para *Calandrella brachydactyla* por transecto

Carduelis carduelis: Las interacciones entre período y transecto (ANOVA, F= 2.017, df= 15,111, p= 0.02) explicaron el 24.9% de la variación, cf. tabla II.3-22. La mayor densidad media estacional se encontró en paso primaveral para el tomillar, en primavera y paso otoñal

para el bosque adehesado, y en invierno para los cultivos. Esto indica su selección de hábitat marcadamente estacional, y su preferencia por las características más finas de la vegetación como la presencia de Carduus sp.

CACA	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0	0	**1.16**
T2	0	0	0	0
T3	**2.49**	0	0	0.17
T4	0	0	0	0
T5	0	**0.30**	**1**	0.06
T6	0	0.05	0	0

Tabla II.3-22: Densidad media por período para *Carduelis carduelis* en un gradiente de abandono

Lullula arborea: El 48.8% de la variación fue explicado por las diferencias entre los transectos (ANOVA, F= 13.420, df= 5,111, p< 0.001), es decir, que los tres primeros transectos (donde la especie estuvo prácticamente ausente, sólo se encontró en los arbustos dispersos) fueron diferentes de los tres últimos (cuya estructura vertical es más compleja). Las densidades más elevadas se encontraron en otoño para los transectos T5 y T6, que tienen un estrato arbóreo más desarrollado. *Cf. Tabla II.3-23.*

LUAR	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0	0	0
T2	0	0	0	0
T3	0	0.03	0	0
T4	0.59	0.47	0.89	1.17
T5	0.41	0.55	**1.96**	1.17
T6	0.84	0.49	**2.12**	0.54

Tabla II.3-23: Densidad media por período para *Lullula arborea* en un gradiente de abandono

Melanocorypha calandra: El 74.2% de la variación en densidad se explicó con el transecto (ANOVA, F= 25.028, df= 3,111, p< 0.001), el período (ANOVA, F= 11.157, df= 3,111, p< 0.001), y la interacción entre ambos (ANOVA, F= 6.357, df= 3,111, p< 0.001). Observando la *tabla II.3-24* se aprecia como esta especie claramente prefiere el pastizal- tomillar en primavera y paso primaveral, y también, el mosaico cultivos-abandono en los mismos períodos, por lo que es una especie ligada a estadios de transición del abandono.

MECA	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0.06	0	0
T2	0.29	0.23	0	0.09
T3	**0.73**	**1.09**	0.56	0.12
T4	0	0	0	0
T5	0	0	0	0
T6	0	0	0	0

Tabla II.3-24: Densidad media por período para *Melanocorypha calandra* en un gradiente de abandono

Miliaria calandra: Solamente su presencia ligada a los cultivos, permite explicar un 77.6% de su variación en densidad (ANOVA, F= 47.465, df= 5,111, p< 0.001). *Cf. tabla II. 3-25.*

MICA	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	**2.12**	**1.54**	**1.13**	**1.11**
T2	0	0.11	0	0.07
T3	0.20	0.07	0	0
T4	0	0	0	0
T5	0	0	0	0
T6	0	0	0	0

Tabla II.3-25: Densidad media por período para *Miliaria calandra* en un gradiente de ambientes

Oenanthe oenanthe: Para explicar el 59.9% de la densidad de la collalba gris, es necesario tener en cuenta el período (ANOVA, F= 10.007, df= 3,111, p< 0.001), el transecto (ANOVA, F= 7.880, df= 5,111, p< 0.001), y las interacciones entre ambos (ANOVA, F= 4.453, df= 5,111, p< 0.001). Los cultivos de secano con parcelas abandonadas constituyen el hábitat más importante para esta especie, durante la primavera y el paso otoñal (la especie sólo está presente en estos momentos del año), períodos que son significativamente distintos entre sí. Ver *tabla II.3-26.*

OEOE	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0.36	0	0
T2	0	**0.70**	**0.87**	0
T3	0	0.03	0	0
T4	0	0.02	0	0
T5	0	0	0	0
T6	0	0	0	0

Tabla II.3-26: Densidad media por período para *Oenanthe oenanthe* en un gradiente de ambientes

Parus caeruleus: El tipo de hábitat (ANOVA, F= 11.466, df= 5,111, p< 0.001) es suficiente para explicar el 53.8% de su densidad. Las diferencias entre las estaciones no son significativas. Los ambientes menos maduros son significativamente diferentes (la especie estuvo ausente) de las etapas más desarrolladas de la sucesión ecológica, siendo la densidad más alta para el bosque maduro de *Quercus* sp. en paso otoñal. Es una especie ligada a medios cerrados. *Cf. Tabla II.3-27.*

PACA	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0	0	0
T2	0	0	0	0
T3	0	0	0	0
T4	0.07	0.52	0.34	0.62
T5	0.34	0.50	0.50	0.55
T6	0.32	0.05	**0.99**	0.45

Tabla II.3-27: Densidad media por período para *Parus caeruleus* en un gradiente de ambientes

Parus major: El 61.8% de la densidad es explicado por el transecto (ANOVA, F= 19.913, df= 5,111, p< 0.001), el período (ANOVA, F= 5.938, df= 3,111, p= 0.001), y las interrelaciones entre ambos (ANOVA, F= 2.476, df= 15,111, p= 0.004).

Hay diferencias significativas entre los tres primeros recorridos (donde la especie está ausente) y los tres últimos, y entre éstos, solamente no son significativamente diferentes el matorral y el bosque adehesado. En cuanto a los períodos, la primavera es distinta del invierno y del otoño, siendo estos dos períodos los más importantes (*cf. tabla II.3-28).*

PAMA	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0	0	0
T2	0	0	0	0
T3	0	0	0	0
T4	0.69	0.21	1.06	0.66
T5	0.08	0.22	**2.08**	0.33
T6	1.24	0.41	1.20	**1.90**

Tabla II.3-28: Densidad media por período para *Parus major* en un gradiente de abandono

Passer montanus: Nuevamente las variaciones se explican con el transecto, el período, y las interrelaciones entre ambos, ello permite explicar el 78.7% de la densidad. El invierno es significativamente diferente del paso primaveral y de la primavera (ANOVA, F= 4.198, df= 3,111, p= 0.007); y la densidad en los cultivos, es distinta de los otros transectos (ANOVA, F= 52.757, df= 5,111, p< 0.001).

Las interacciones son también significativas (ANOVA, F= 3.319, df= 15,111, p< 0.001) porque es muy importante la diferencia entre los transectos por período. *Cf. tabla II.3-29.*

PAMO	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	**3.46**	**2.41**	**1.89**	**1.05**
T2	0	0.02	0	0
T3	0.12	0.06	0	0
T4	0	0	0	0
T5	0	0	0	0
T6	0	0	0	0

Tabla II.3-29: Densidad media por período para *Passer montanus* en un gradiente de abandono

Regulus ignicapillus: La densidad de reyezuelo listado está determinada por el período (ANOVA, F= 24.878, df= 3,111, p< 0.001), siendo el paso primaveral y el invierno diferentes de los otros períodos; por el transecto, siendo el bosque homogéneo y maduro, diferente del resto (ANOVA, F= 45.476, df= 5,111, p< 0.001); y por las interacciones entre ambos (ANOVA, F= 27.927, df= 15,111, p< 0.001).

Esto explica el 89.2% de la variación en densidad. Ver *tabla II.3-30.*

REIG	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0	0	0
T2	0	0	0	0
T3	0	0	0	0
T4	0	0	0.25	0
T5	0.08	0	0	0
T6	**1.56**	0.08	0.08	**3.84**

Tabla II.3-30: Densidad media por período para *Regulus ignicapillus* en un gradiente de abandono

Sylvia cantillans: El 90.6% de la densidad de la especie, se puede comprender analizando el tipo de ambiente, la estación del año y las interacciones entre ellos (ANOVA, F= 29.584, df= 15,111, p< 0.001). La primavera es claramente diferente de los otros períodos del año (ANOVA, F= 93.499, df= 3,111, p< 0.001) ya que es una especie estival. La diferencia entre los transectos está en el paso de matorral a bosque (adehesado y uniforme) (ANOVA, F= 14.229, df= 5,111, p< 0.001). La mayor densidad fue para el transecto T6 en primavera (cf. tabla II.3-31).

SYCA	Paso primaveral	Primavera	Paso otoñal	Invierno
T1	0	0	0	0
T2	0	0	0	0
T3	0	0	0	0
T4	0	0.46	0	0
T5	0	0.73	0	0
T6	0	**2.35**	0	0

Tabla II.3-31: Densidad media por período para *Sylvia cantillans* en un gradiente de abandono

El 47.8% de la variación en densidad puede ser explicada considerando el transecto y el período. En los tres medios abiertos, la mayor densidad se encuentra en invierno, y la menor en primavera. Para los tres medios forestales, los valores más pequeños del parámetro se registran en paso primaveral, y los mayores en paso otoñal para el matorral y el bosque maduro, y en invierno para el bosque adehesado. *Alauda arvensis* se incrementa mucho en invierno en las tres primeras fases del gradiente. *Miliaria calandra* y *Passer montanus* aparecen ligadas a los medios cultivados, la primera presenta un valor importante de densidad todo el año, y la segunda, en primavera y paso primaveral. *Calandrella brachydactyla* y *Melanocorypha calandra*, características de mosaico de cultivos- abandono y tomillares, alcanzan sus mayores densidades en primavera. *Oenanthe oenanthe* es importante en el mosaico de cultivos-abandono en primavera. *Carduelis carduelis* alcanza sus mayores densidades en los tomillares durante el paso primaveral. Asociadas a las etapas forestales de la sucesión ecológica, encontramos a *Lullula arborea*, especialmente abundante en el bosque adehesado y en el maduro, durante el paso otoñal. *Parus major* es característica de estos mismos transectos, en el mismo momento del año y además en invierno. En el bosque maduro, *Regulus ignicapillus*, es más abundante en invierno y en paso primaveral y *Sylvia cantillans* en primavera.

3.3.2. RIQUEZA

El análisis de la varianza permite explicar el 67.8% de la riqueza con la estación del año (ANOVA, F= 15.541, df= 3,112, p< 0.001), y con el transecto (ANOVA, F= 19.675, df= 5,112, p< 0.001). No existen interacciones significativas entre ambos. Entre los dos transectos de cultivos no aparecen diferencias significativas en cuanto al número de especies, ni tampoco entre los cultivos de regadío y el bosque adehesado, y los cultivos de secano+abandono y el tomillar. En todos los casos, el bosque maduro de *Quercus* sp. presenta una mayor riqueza y un pequeño coeficiente de variación, lo que hace alusión a su estabilidad. El tomillar posee la menor riqueza (con un considerable coeficiente de variación) en todas las estaciones excepto en paso primaveral, momento en que el transecto más pobre fue el bosque adehesado. En cuanto al momento del año, el invierno es claramente diferente (más pobre) de las otras estaciones. *Cf. tabla II.3-32.*

	Riqueza	**T1**	**T2**	**T3**	**T4**	**T5**	**T6**
Paso primaveral	Media	6.50	5.50	6.0	8.00	**5.00**	**13.00**
	SD	2.12	2.12	4.2	1.41	1.00	2.83
	CV	32.64%	38.6%	70.71%	17.68%	20.00%	21.76%
Primavera	Media	8.60	6.70	**3.78**	10.90	8.30	**11.70**
	SD	2.46	1.95	1.72	1.79	1.57	1.89
	CV	28.59%	29.1%	45.42%	16.44%	18.88%	16.14%
Paso otoñal	Media	6.50	5.00	**4.50**	9.50	8.50	**10.00**
	SD	3.54	1.41	2.12	3.54	3.54	1.00
	CV	54.39%	28.3%	47.14%	37.22%	41.59%	10.00%
Invierno	Media	5.44	3.75	**2.78**	7.00	7.00	**8.33**
	SD	1.81	0.46	1.64	2.07	2.39	2.50
	CV	33.25%	12.3%	59.09%	29.57%	34.15%	30.00%

Tabla II.3-32: Variación del parámetro riqueza (número de especies) en la comunidad de aves característica de un gradiente de abandono

Las curvas de riqueza acumulada (*fig. II.3-13)*, muestran como el número de inventarios realizados es adecuado, ya que en todos los casos al progresar la curva, se llega a un momento en que el número de especies no aumenta más. También se observa como el bosque maduro presenta la menor pendiente en la curva, lo que indica que es el más homogéneo (BLONDEL, 1986). Este transecto presenta además la mayor diversidad y homogeneidad vertical de la vegetación de los tres transectos forestales (*cf. fig. II.3-8-9)*. El matorral (alta diversidad y heterogeneidad vertical de la vegetación) también posee una evolución bastante estable, y claramente los medios abiertos y el bosque adehesado (menor diversidad gamma) presentan una curva de tendencia más alejada de los puntos que en los casos anteriores, y con mayor pendiente, lo que va ligado a su productividad estacional. La mayor riqueza se observa para el matorral heterogéneo, seguido de cerca por los otros dos transectos forestales; los tres primeros transectos, todos ellos representativos de medios abiertos, presentan la menor riqueza, y pocas diferencias entre ellos.

El 67.8% de la variación en riqueza se explica con la estación del año y con la etapa del gradiente de uso-abandono. El tomillar presenta la menor riqueza en todos los períodos excepto en paso primaveral, en que el más pobre fue el bosque adehesado. La mayor riqueza fue para el bosque maduro en todos los momentos del año.

Las curvas de riqueza acumulada muestran como este transecto, que se caracteriza por una alta diversidad vegetal gamma y un pequeño valor de beta, tiene la menor pendiente en la curva. El matorral (altos valores de gamma y de beta) evoluciona de manera bastante estable.

El resto de los transectos (menor gamma) tienen una curva más irregular.

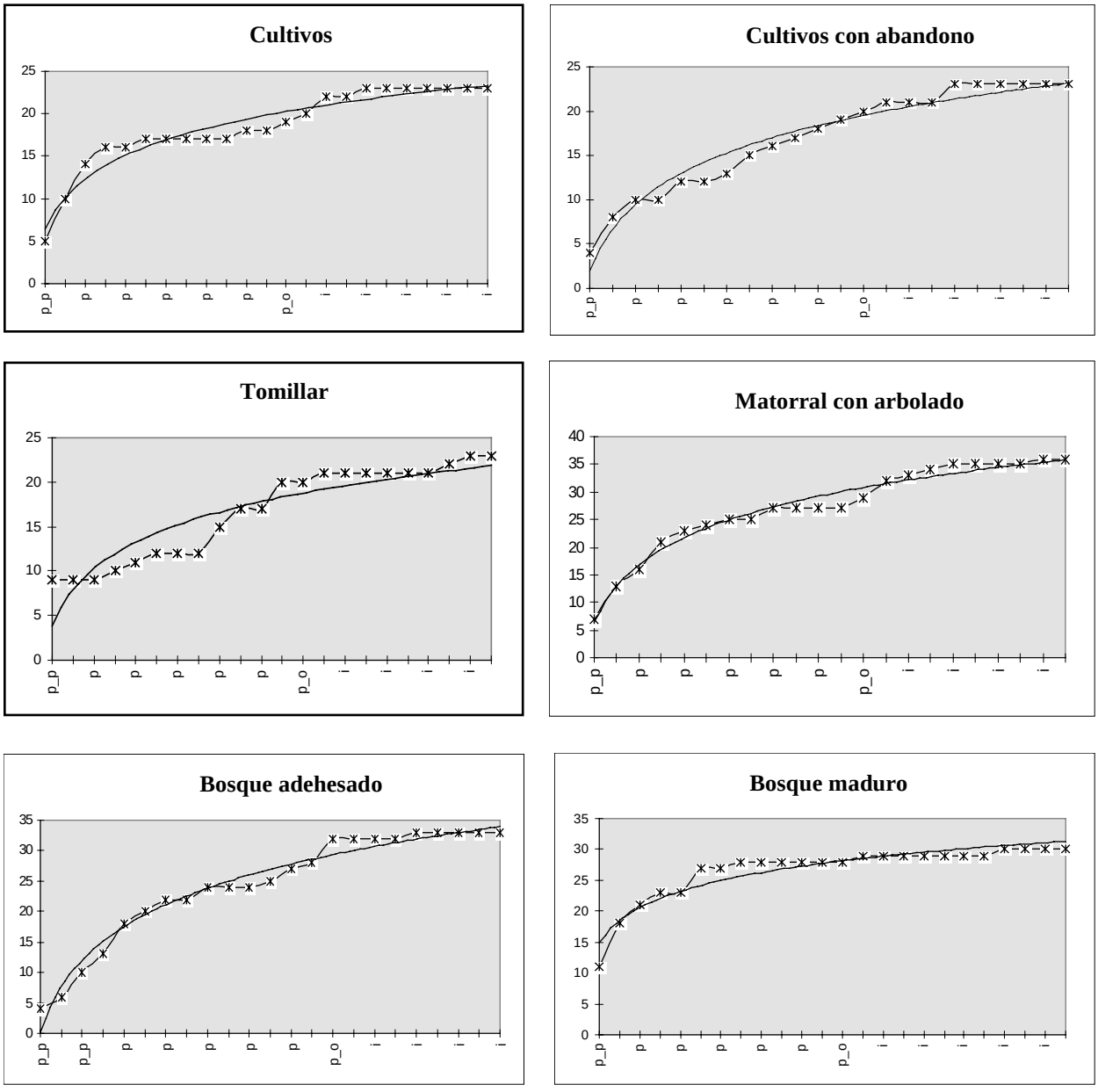


Fig. II.3-13: Curvas de riqueza acumulada (p-p= paso otoñal, p= primavera, p-o= paso otoñal, i= invierno)

3.3.3. DIVERSIDAD Y UNIFORMIDAD

El 77.1% de la variación en la ***diversidad*** de la comunidad de aves es relativa al transecto (ANOVA, F= 26.504, df= 5,112, p< 0.001) y al período (ANOVA, F= 38.690, df= 3,112, p< 0.001), no existiendo interacciones significativas.

Así, el invierno es el período más distinto del resto (es el menos diverso), siendo también significativa la diferencia entre primavera y paso otoñal. En cuanto a los transectos, existen diferencias significativas en todos los casos, excepto entre cultivos/bosque adehesado, cultivos con parcelas abandonadas/tomillares, y matorral/bosque. Los valores más altos y homogéneos (pequeño coeficiente de variación) de diversidad se encontraron en los transectos correspondientes a etapas más maduras de la sucesión (T4, T5, T6) durante el paso primaveral y la primavera. Mientras que las menores diversidades (con mucha variación) corresponden a los transectos en transición entre los cultivos y los tomillares, durante el invierno (*cf. tabla II.3-33, fig. II.3-14).*

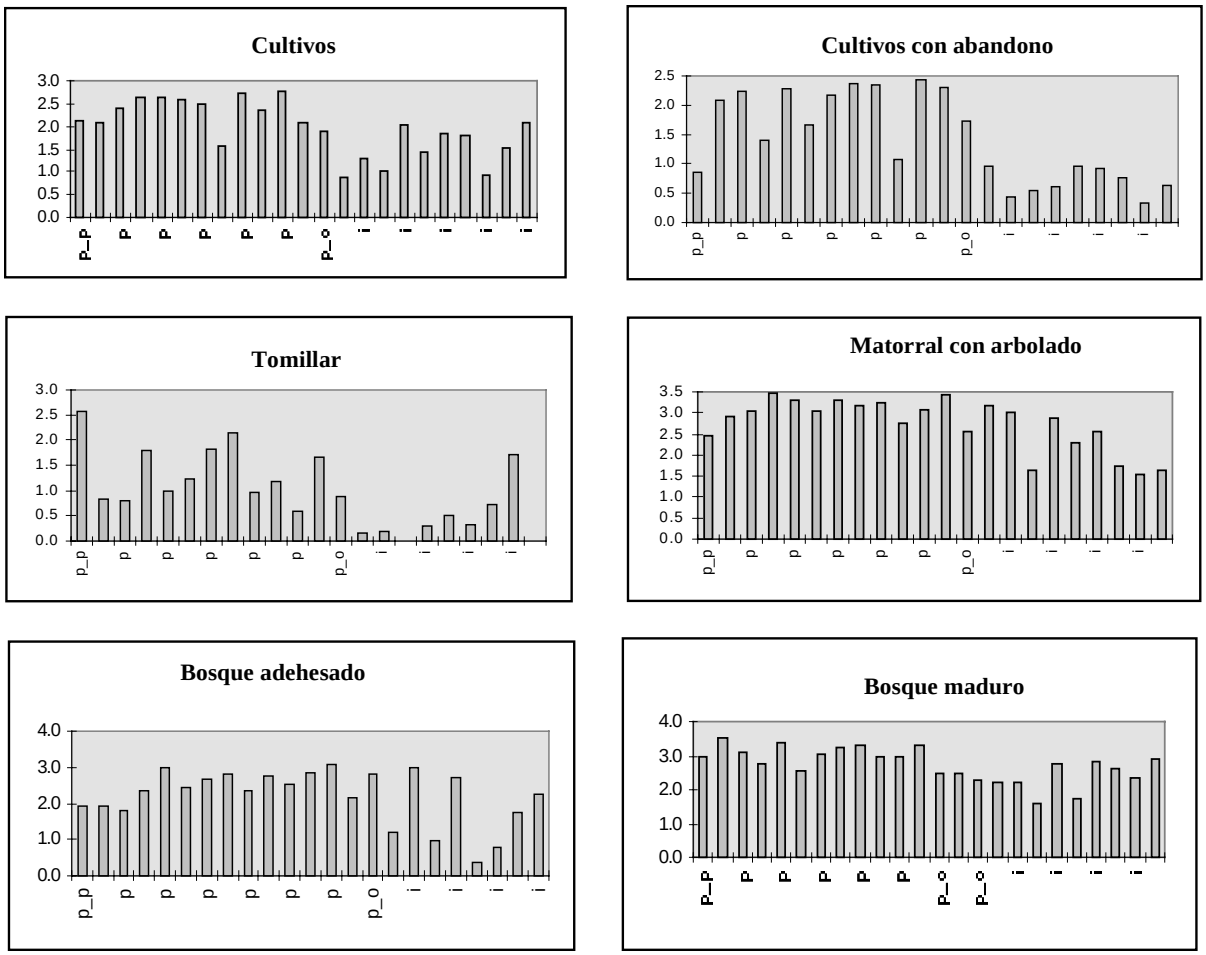


Fig. II.3-14: Evolución estacional de la diversidad media en cada transecto (p-p= paso otoñal, p= primavera, p-o= paso otoñal, i= invierno)

El análisis de la varianza explicó el 63.3% de la variación en la ***uniformidad***, teniendo en cuenta el período (ANOVA, F= 25.439, df= 3,112, p< 0.001) y el transecto (ANOVA, F= 10.731, df= 5,112, p< 0.001), sin interacciones entre ellos. Los resultados de las compara-

ciones para el período fueron similares a los vistos para la diversidad; y para el transecto prácticamente iguales, con la salvedad que en este caso no existen diferencias significativas entre los dos tipos de cultivos, ni entre los dos tipos de bosques (adehesado y homogéneo). Si observamos la *tabla II.3-34*, se ve como el matorral (T4) es el medio que mantiene una uniformidad mayor durante todo el año; y cultivos con parcelas abandonadas y los tomillares (T2 y T3 respectivamente), son los que presentan los valores más pequeños durante el invierno.

	Diversidad	**T1**	**T2**	**T3**	**T4**	**T5**	**T6**
Paso primaveral	Media	1.47	2.10	1.7	2.68	1.88	**3.25**
	SD	0.87	0.01	1.2	0.34	0.07	0.39
	CV	59.6%	0.41%	72.28%	12.77%	3.72%	12.09%
Primavera	Media	2.03	2.42	1.28	**3.18**	**2.68**	3.06
	SD	0.47	0.36	0.53	0.22	0.26	0.26
	CV	23.2%	15.02%	41.23%	6.81%	9.75%	8.37%
Paso otoñal	Media	1.35	**1.39**	1.26	2.87	2.50	2.41
	SD	0.54	0.71	0.56	0.44	0.46	0.10
	CV	40.0%	50.72%	44.07%	15.49%	18.21%	4.31%
Invierno	Media	**0.65**	1.54	**0.44**	2.16	1.62	2.35
	SD	0.22	0.42	0.54	0.60	0.95	0.48
	CV	34.4%	26.98%	122.12%	27.84%	58.50%	20.25%

Tabla II.3-33: Valores de diversidad de la comunidad de aves, y su variación estacional a lo largo de un gradiente sucesional

	Uniformidad	**T1**	**T2**	**T3**	**T4**	**T5**	**T6**
Paso primaveral	Media	0.80	0.58	0.7	0.89	0.83	**0.88**
	SD	0.15	0.23	0.2	0.04	0.13	0.03
	CV	18.42%	38.6%	30.30%	4.22%	15.91%	3.51%
Primavera	Media	0.80	0.77	0.71	**0.93**	**0.89**	0.87
	SD	0.07	0.16	0.15	0.03	0.06	0.02
	CV	9.12%	21.2%	21.15%	3.44%	6.33%	2.15%
Paso otoñal	Media	**0.52**	0.62	0.60	**0.90**	0.83	0.73
	SD	0.11	0.35	0.07	0.02	0.02	0.06
	CV	20.37%	56.0%	10.98%	1.73%	2.29%	8.49%
Invierno	Media	0.69	**0.35**	**0.24**	0.78	0.58	0.78
	SD	0.20	0.14	0.21	0.14	0.29	0.09
	CV	28.87%	40.8%	85.55%	17.41%	49.92%	11.38%

Tabla II.3-34: Valores de uniformidad de la comunidad de aves, y su variación estacional a lo largo de un gradiente sucesional

El 77.1% de la variabilidad en diversidad es relativa al período y al transecto. El invierno en los cultivos y en el tomillar, y el paso otoñal en el mosaico cultivos-abandono, suponen los valores más pequeños de este parámetro, mientras que los más altos son el paso primaveral en el bosque maduro, y la primavera en los bosques adehesado y maduro.

El 63.3% de la uniformidad también se explica con período y transecto. La tendencia es similar a la de la diversidad, mayores valores en primavera y paso primaveral para los transectos forestales, y menores en paso otoñal e invierno en los medios abiertos.

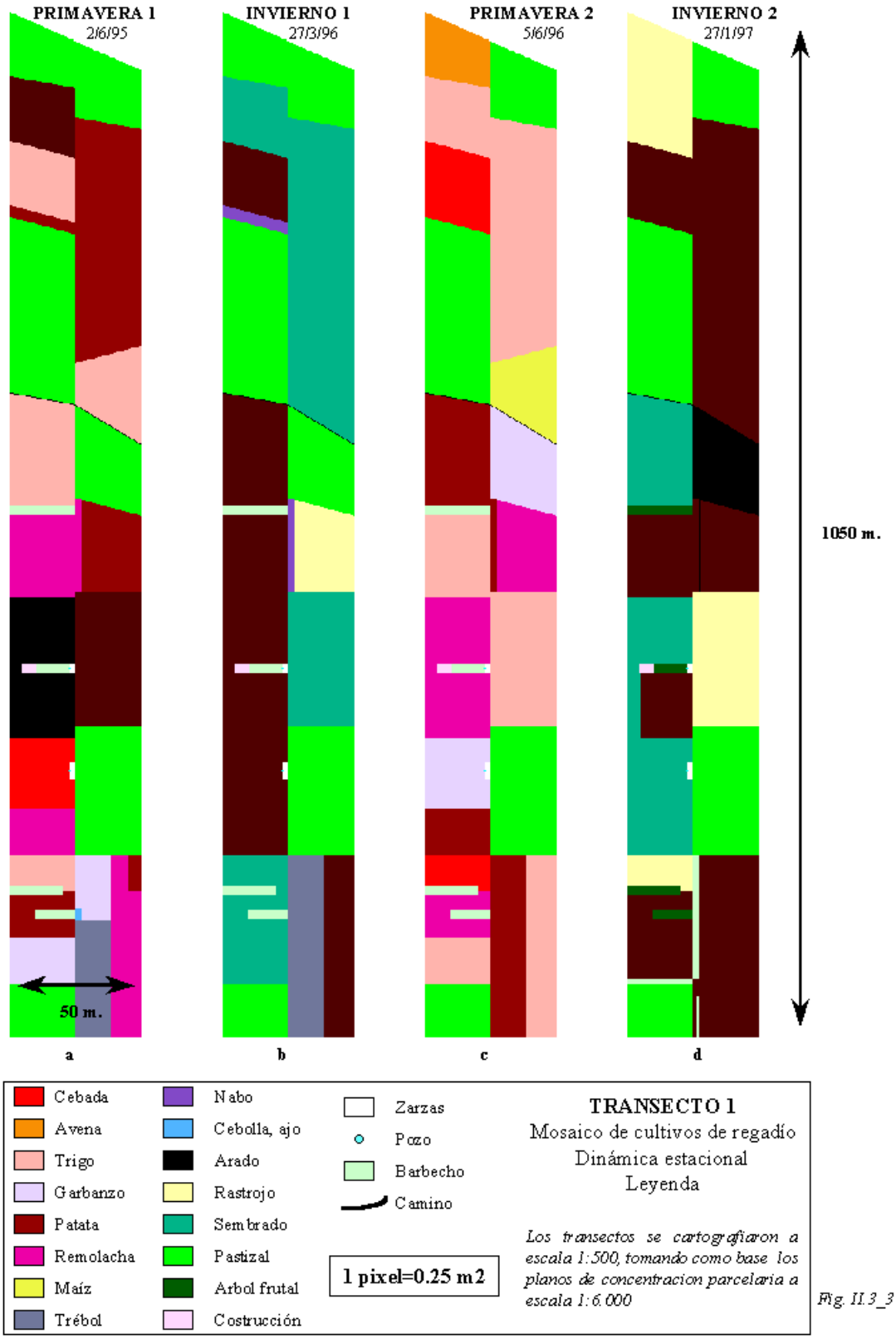

PRIMAVERA 1
2/6/95
INVIERNO 1
27/3/96
PRIMAVERA 2
5/6/96
INVIERNO 2
27/1/97
1050 m.
50 m.
a
b
c
d
Cebada
Avena
Trigo
Garbanzo
Patata
Remolacha
Maíz
Trébol
Nabo
Cebolla, ajo
Arado
Rastrojo
Sembrado
Pastizal
Arbol frutal
Costrucción
Zarzas
Pozo
Barbecho
Camino
1 pixel=0.25 m2
TRANSECTO 1
Mosaico de cultivos de regadío
Dinámica estacional
Leyenda
Los transectos se cartografiaron a escala 1:500, tomando como base los planos de concentracion parcelaria a escala 1:6.000

Fig. II.3_3

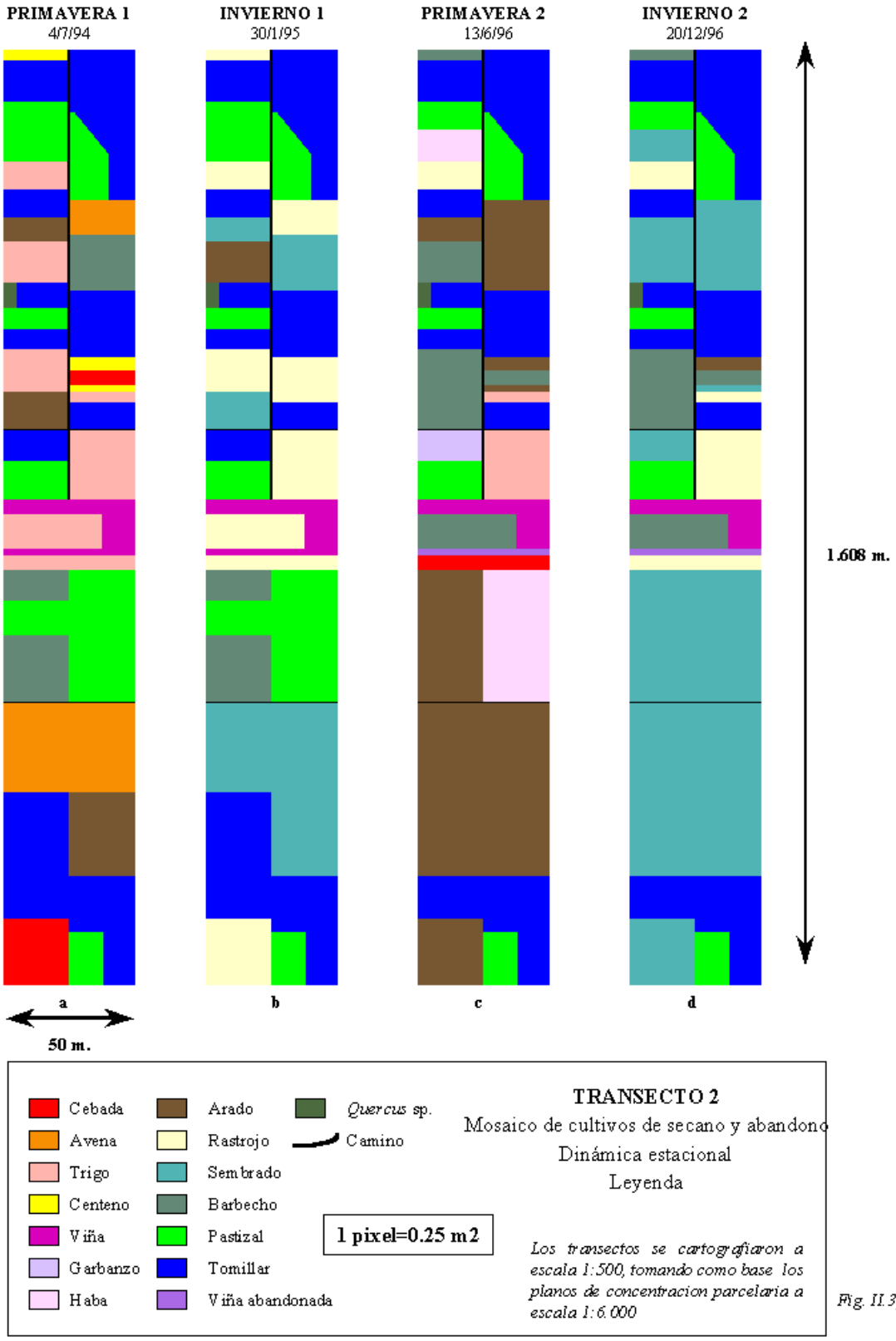

PRIMAVERA 1
4/7/94
INVIERNO 1
30/1/95
PRIMAVERA 2
13/6/96
INVIERNO 2
20/12/96
1.608 m.
a
b
c
d
50 m.
Cebada
Avena
Trigo
Centeno
Viña
Garbanzo
Haba
Arado
Rastrojo
Sembrado
Barbecho
Pastizal
Tomillar
Viña abandonada
Quercus sp.
Camino
1 pixel=0.25 m2
TRANSECTO 2
Mosaico de cultivos de secano y abandono
Dinámica estacional
Leyenda
Los transectos se cartografiaron a escala 1:500, tomando como base los planos de concentracion parcelaria a escala 1:6.000

Fig. II.3_4

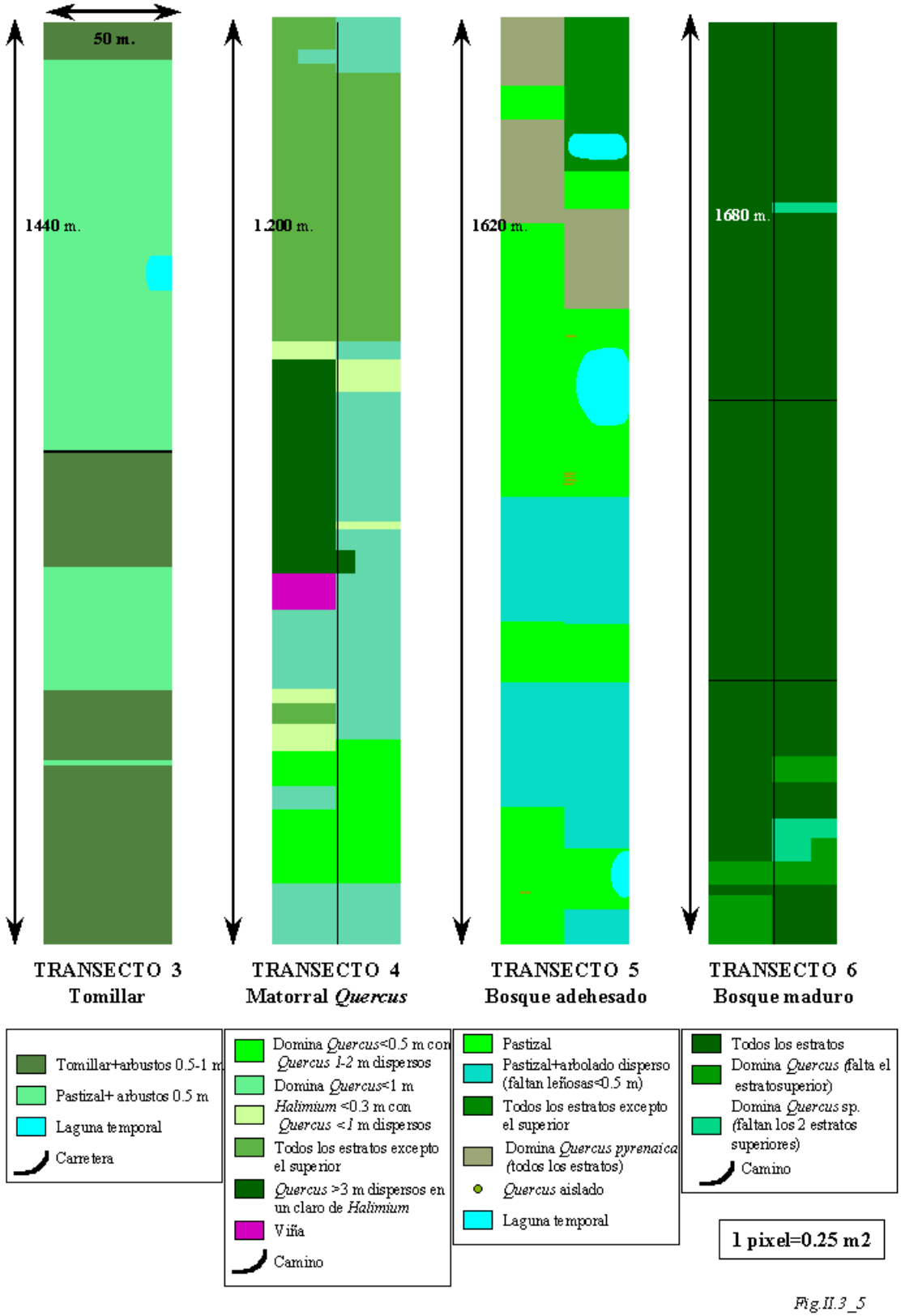

50 m.
1440 m.
1.200 m.
1620 m.
1680 m.
TRANSECTO 3
Tomillar
TRANSECTO 4
Matorral *Quercus*
TRANSECTO 5
Bosque adehesado
TRANSECTO 6
Bosque maduro
Tomillar+arbustos 0.5-1 m
Pastizal+ arbustos 0.5 m
Laguna temporal
Carretera
Domina *Quercus*<0.5 m con *Quercus 1-2* m dispersos
Domina *Quercus*<1 m
Halimium <0.3 m con *Quercus* <1 m dispersos
Todos los estratos excepto el superior
Quercus >3 m dispersos en un claro de *Halimium*
Viña
Camino
Pastizal
Pastizal+arbolado disperso (faltan leñosas<0.5 m)
Todos los estratos excepto el superior
Domina *Quercus pyrenaica* (todos los estratos)
Quercus aislado
Laguna temporal
Todos los estratos
Domina *Quercus* (falta el estratosuperior)
Domina *Quercus* sp. (faltan los 2 estratos superiores)
Camino
1 pixel=0.25 m2

Fig.II.3_5

Foto 1: Mosaico de cultivos de regadío

Foto 2: Mosaico de cultivos de secano con abandono

Foto 3: Tomillar

Fotografías realizadas por Basilio Llamas

Foto 4: Matorral de *Quercus* sp. con arbolado

Foto 5: Bosque adehesado de *Quercus* sp.

Foto 6: Bosque maduro de *Quercus* sp.

Fotografías realizadas por Basilio Llamas

CAPÍTULO 4. IDENTIFICACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT IMPORTANTES PARA LA COMUNIDAD DE AVES Y SU DINÁMICA ESTACIONAL

OBJETIVOS.

- Comprender el cambio producido a lo largo del gradiente de abandono en la composición y estructura de la comunidad de aves, en base a las características de la vegetación.

- Deducir cuáles son las variables ambientales más importantes que justifican la variación estacional de la avifauna a lo largo de la sucesión.

Investigaciones clásicas, en el temprano 1960, ya indicaban que la diversidad de especies de aves estaba directamente relacionada con el grado de complejidad estructural de la vegetación, pudiendo ésta ser considerada como la variable ecológica fundamental (MACARTHUR & MACARTHUR, 1961; BLONDEL *et al*., 1973; BLONDEL & CUVILLIER, 1977; BIBBY *et al.,* 1993). Contrariamente a otros vertebrados terrestres, que se dispersan esencialmente en un espacio bidimensional, las aves al igual que la vegetación, se distribuyen en las tres dimensiones del espacio, por eso es interesante estudiar las relaciones entre ambas. La vegetación constituye, al nivel de las aves, el mejor integrador de las variables ecológicas del medio. De entre los factores que influencian al ave cuando escoge su hábitat para nidificar, la fisionomía («la arquitectura») de la vegetación tiene un papel preponderante, pasando los criterios florísticos a un segundo plano (BLONDEL *et al*., 1973).

En este capítulo se trata de conocer qué variables ambientales explican mejor el cambio producido en la comunidad de aves (descrita en el capítulo anterior), a lo largo del gradiente sucesional originado en las tierras abandonadas. Para ello se utilizaron distintas técnicas estadísticas: correlaciones entre el índice de similitud de SORENSON - BRAY & CURTIS con las variables ambientales, análisis de correspondencias canónicas (ACC), y modelos lineares generalizados (GLM).

A continuación se explican detalladamente los métodos y los resultados obtenidos:

1. INDICE DE SIMILITUD DE SORENSEN- BRAY & CURTIS

1.1. MATERIAL Y MÉTODOS

La diversidad beta es una medida de cuán diferentes o similares, son una serie de muestras o de hábitats, en términos de variación de las especies encontradas en ellos. Una aproximación común a este tipo de diversidad, es observar como cambia la diversidad de especies a lo largo de un gradiente, otra forma es, comparar la composición de especies de distintas comunidades, y una tercera alternativa, es indagar el grado de asociación o de similaridad entre estaciones o muestras usando técnicas ecológicas estandarizadas de ordenación y clasificación.

El sistema más fácil es mediante el uso de los coeficientes de similaridad. Existe un amplio rango de índices de este tipo, en este trabajo se utilizó el de disimilaridad de SORENSEN modicado por BRAY & CURTIS (1957).

$C_N = \Sigma(aN-bN)/ \Sigma(aN+bN)$

Donde:

aN= n° individuos de la especie N en la muestra A

bN= n° individuos de la especie N en la muestra B

Se puede obtener una buena representación de la H'_β mediante un análisis cluster, que agrupa sucesivamente las localidades más similares hasta que se combinan en un *dendrograma*.

El análisis se realizó sobre una tabla que contenía los valores de densidad de las distintas especies para cada transecto en cada período (primavera e invierno) y año de muestreo (en total 24 grupos). Con los valores obtenidos por el índice de BRAY & CURTIS al comparar el primer transecto en la primera réplica del primer período (primavera) con el resto (diferentes estadíos de la sucesión ecológica, en distintos períodos del año), y variables de hábitat, se creó una matriz a la que se le aplicó una correlación de SPEARMAN, y ésta nos permitió conocer cuáles son las características ambientales que explican el cambio de especies de aves a lo largo del gradiente ambiental definido en nuestra zona de estudio.

Además, se creó una *matriz de disimilaridad*, que comparó los seis transectos en los dos períodos considerados durante los dos años de muestreo, y a partir de ella se hizo un *dendrograma* que reunió las muestras más similares en cuanto a su composición específica.

1.2. RESULTADOS

La *fig. II.4-1* representa como al avanzar en el gradiente sucesional originado tras el abandono de los cultivos, la comunidad es cada vez más diferente. El índice de BRAY & CURTIS es una medida de la disimilaridad entre las muestras, de forma que el valor 1, indica que las especies de las muestras son todas diferentes, y el valor 0, implica que las especies son iguales. Inicialmente, en los primeros estadíos del gradiente de uso y regeneración de las tierras abandonadas, las diferencias observadas relativas a la composición específica de la comunidad de aves son más importantes en invierno que en primavera, para estabilizarse e igualarse en las tres últimas fases. Así mismo, se aprecia que al avanzar en la sucesión ecológica, la composición específica de la comunidad de aves es cada vez más diferente respecto de los cultivos, siendo máximas las diferencias (valores próximos a 1) con las fases finales, correspondientes a los transectos forestales, de gran complejidad vertical.

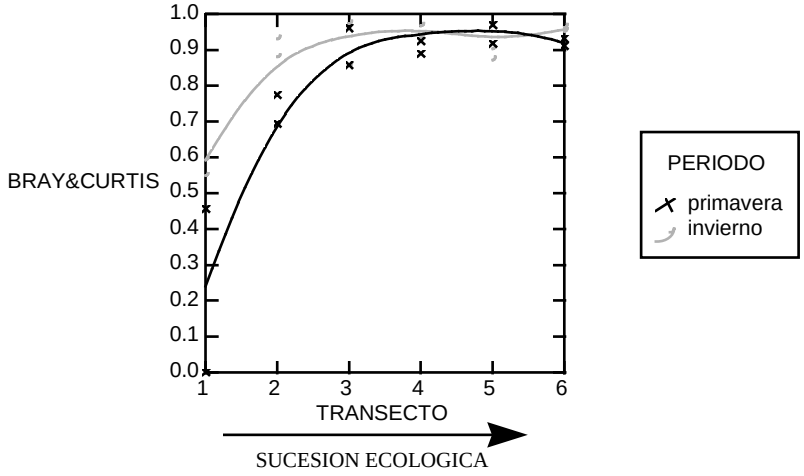


Fig. II.4-1: Representación del índice de similitud de SORENSON modificado por BRAY & CURTIS, y su variación a lo largo de un gradiente ambiental. Las curvas se dibujaron con la técnica DWLS, que permite poner una línea lo más cerca posible de todos los puntos.

Una vez vista esta variación en la composición de la comunidad a lo largo del gradiente ambiental, es interesante conocer cuáles son las características del hábitat que más influyen en este cambio. De la *tabla II.4-1*, que contiene la matriz de correlación de SPEARMAN entre el índice de disimilaridad y las características del hábitat cuantificadas en este trabajo, se puede deducir que el cambio en la composición específica entre los transectos por período, tiene relación con una menor microheterogeneidad, un menor número de elementos del paisaje, y una mayor importancia del estrato arbóreo > 3m., y los estratos arbustivos 0-0.5 m , y 0.5-1 m. (especialmente este último).

El dendrograma resultado del análisis cluster elaborado para agrupar las muestras correpondientes a cada transecto, período y año de muestreo, a partir de la matriz de disimilaridad de BRAY & CURTIS se puede observar en la *fig. II.4-2*. A diferencia de la comparación realizada antes *(cf. fig. II.4-1)* entre un transecto en un período con el resto, este análisis de clasificación compara todos los transectos en todos los períodos entre sí. Inicialmente, hay

una clara diferenciación entre la composición específica de los transectos T1, T2 y T3, y los recorridos T4, T5 y T6.

BRAY & CURTIS	1000
Microheterogeneidad	-0,591
Diversidad GAMMA	0,324
Indice similaritud BETA	0,067
Número de especies vegetales	0,169
Número de elementos paisajísticos	-0,609
Estrato< 0,5 m.	0,441
Estarto 0,5-1 m.	0,670
Estrato 1-3 m.	0,289
Estrato> 3 m.	0,438

Tabla II.4-1: Matriz de correlación de SPEARMAN (el nivel de significación fue 0.409, para n= 24)

Dentro de los tres primeros, los cultivos en primavera aparecen claramente diferentes, mientras que el resto de las muestras se agrupan entre sí, de forma que todos los inviernos constituyen una subclase, y los cultivos+abandono y los tomillares se emparejan consigo mismos, manteniendo su identidad prEPia en este momento del año. Dentro de la segunda gran clase obtenida en el análisis cluster, que agrupa los transectos correspondientes a las fases más maduras de la sucesión ecológica originada tras el abandono de los cultivos, se observa una subagrupación clara de los tres transectos T4, T5 y T6 en primavera, y otras dos subclases que recogen el invierno de estos transectos, siendo el transecto T5 en este período diferente de los otros dos.

Las diferencias de composición específica observadas entre la comunidad de aves de cultivos, y aquellas propias del gradiente de regeneración de las tierras abandonadas, son cada vez mayores al avanzar en la sucesión ecológica, siendo máximas con las últimas etapas, los medios forestales. Estas disimilaridades son mayores en invierno que en primavera con los primeros estadios del abandono, y no se observan casi diferencias entre ambos períodos, con los últimos estadios de la sucesión. Las variables ambientales que mejor explican este cambio en la comunidad aviar son una menor microheterogeneidad y n° de EP., y una mayor presencia de los estratos arbóreo >3m., y arbustivo 0-0.5 m , y 0.5-1 m. El dendrograma de similaridad agrupa los transectos correspondientes a medios abiertos en una gran clase y los forestales en otra, subagrupándose después éstos por período, lo que indica el marcado carácter estacional de estas comunidades de aves.

2. ANALISIS DE CORRESPONDENCIAS CANONICAS

2.1. MATERIAL Y MÉTODOS

Para conocer cómo las comunidades de aves cambian a lo largo de un gradiente de abandono agrícola, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (ACC) con una inclu-

sión de las variables explicativas (variables ambientales) por pasos («stepwise») (TER BRAAK, 1990).

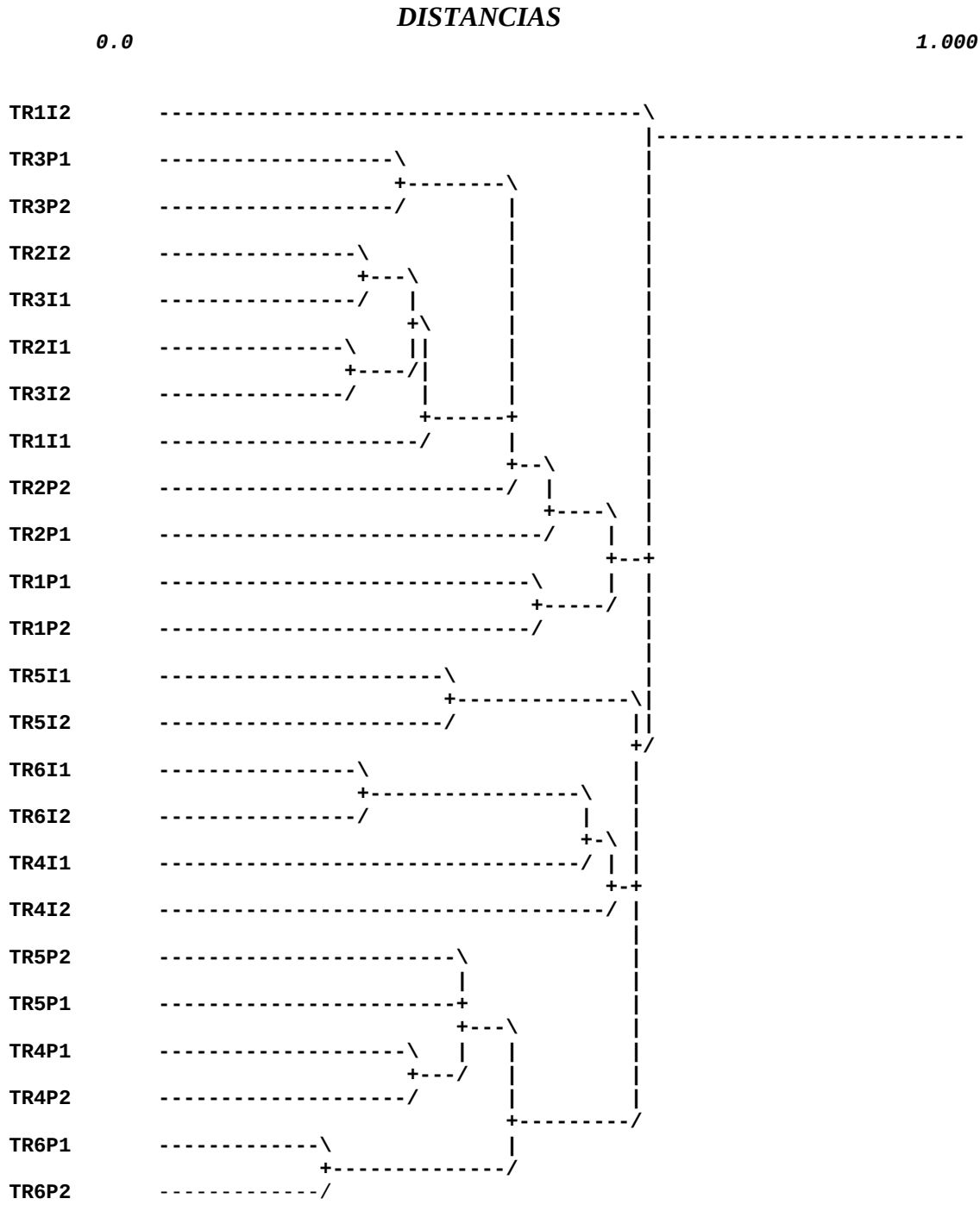


Fig.II.4-2: Dendrograma que representa la agrupación entre los transectos en primavera y en invierno.

ACC es una combinación de ordenación y regresión múltiple. La ordenación se realiza usando "weighting averaging" como en DECORANA (HILL, 1979), asumiendo una respuesta de las especies unimodal mas que linear, a los gradientes ambientales. Sin embargo, a diferencia de DECORANA, en ACC las direcciones de los ejes de ordenación se posicionan para maximizar sus correlaciones con combinaciones lineares de las variables ambientales. Esto es

conceptualmente similar al análisis de correlaciones canónicas (utilizado p.e., por OSBORNE (1984) para analizar datos de aves de medios agrícolas), pero mientras que esta técnica frecuentemente aporta resultados difíciles de interpretar, ACC es particularmente adecuado para tratar datos ecológicos (GAUCH, 1982; JONGMAN *et al.*, 1995). Para introducir las variables ambientales en el modelo de ordenación, en la modalidad «stepwise», se pueden identificar un conjunto mínimo de variables que expliquen el patrón de ordenación. Utilizado en este sentido, ACC funciona como un análisis multivariante de regresión múltiple por pasos.

Se utilizó ACC en 24 conjuntos de datos de aves, consistentes en los conteos realizados para dos primaveras y dos inviernos, en cada una de las seis áreas de estudio. Estos datos se constituyeron por los valores de densidad (calculada según la modalidad de transecto lineal finés) de 52 especies, y fueron log-transformados para reducir la longitud de los ejes de ordenación, y por lo tanto el efecto no deseado de sobrevalorar especies abundantes o con mucha varianza. Se separaron los censos de primavera e invierno, y para cada uno de los dos años de muestreo, con el objeto de conocer las variaciones estacionales y anuales en la composición de la comunidad de aves.

Las variables ambientales utilizadas son medidas de la heterogeneidad espacial, y composición y estructura de la vegetación *(tabla II.4-2)*

CODIGO	**SIGNIFICADO**
MHET	Microheterogeneidad
GAMMA	Diversidad gamma
BETA	Diversidad beta
N-SP	Número de especies vegetales
N-EP	Número de elementos del paisaje
EST< 0.5	Cobertura (%) media del estrato< 0.5m
EST0.5-1	Cobertura (%) media del estrato 0.5-1m
EST1-3	Cobertura (%) media del estrato 1-3 m
EST> 3	Cobertura (%) media del estrato > 3 m

Tabla II.4-2: Variables ambientales utilizadas en el análisis de correspondencias canónicas

Análisis preliminares revelaron una alta multicolinearidad entre esas variables. En ACC, como en la regresión por pasos, ésto es un problema, porque no es posible distinguir el poder explicatorio de las variables alternativas en un modelo cuando están altamente correlacionadas. Las variables que están muy correlacionadas pueden actuar como representantes («proxies») unas de otras. Por eso, en este análisis se eliminaron tres variables (EST0.5-1, EST1-3, EST> 3m.), y se utilizó en su lugar una muy correlacionada con todas ellas (GAMMA). Además, para buscar el efecto de la selección de variables eliminadas, se construyeron modelos usando las variables alternativamente. La contribución de las variables añadidas por el procedimiento «stepwise» fue testada usando un *test de permutación de Monte Carlo* (TER BRAAK, 1990), y las variables fueron solamente incluidas cuando su contribución fue significativa a $p< 0.05$. Una vez que el modelo final fue identificado, se utilizó ACC

para testar los residuales frente a una nueva variable para el sitio de estudio. Realizando un *test de permutación de Monte Carlo* para la significación del primer eje, es posible valorar si parte de la variación residual restante tras eliminar los efectos de las variables ambientales, puede ser explicada por la identidad de los sitios de estudio.

Se hicieron diagramas de ordenación con los dos primeros ejes del ACC basados en todas las variables ambientales, para demostrar su relación con la comunidad de aves. En la práctica, ésto no difirió del patrón obtenido usando solamente las variables significativas mediante la inclusión por «stepwise», y se encontró el análisis completo más informativo.

ACC crea una impresión global de las relaciones entre las especies y los gradientes ambientales, al que se pueden añadir detalles para cada especie utilizando métodos lineares generalizados (GLM) (TER BRAAK, 1995).

2.2. RESULTADOS

Análisis completo:

Se utilizó ACC para extraer los primeros cuatro ejes de la matriz de densidades de aves en los seis sitios de estudio, para las dos estaciones, en cada uno de los dos años (24 muestras). El primer eje explicó el 19.3% de la varianza de los datos de las especies, y con el segundo, ésta se incrementó hasta 30.2%. Los «eigenvalues» para esos dos ejes fueron 0.76 y 0.43, respectivamente, ambos valores son relativamente altos e indican relaciones significativas (*tabla II.4-3*). El *test de permutaciones de Monte* Carlo, mostro que tanto el primer eje ($F= 4.06$, $p< 0.001$), como la ordenación global ($F= 2.48$, $p< 0.001$), fueron altamente significativos. En la *tabla II.4-3* se puede observar como el eje 1 está muy correlacionado con la variable GAMMA (que fue «retenida» para GAMMA, EST 0.5-1, EST 1-3, EST> 3, estas tres últimas fueron eliminadas dada la alta multicolinearidad), y el eje 2 está fuertemente correlacionado con el número de especies vegetales, y con el estrato menor de 0.5 m.

En la *fig. II.4-3*, que corresponde al espacio definido por los dos primeros ejes extraídos del análisis ACC, se representan las especies individualmente, y también las variables ambientales. Estas últimas son trazadas en el gráfico como flechas cuya longitud y dirección indican el poder de correlación de la variable. Por ejemplo, la flecha para la variable GAMMA, es larga y cerrada sobre el eje X, indicando una fuerte correlación con el eje ACC 1 *(cf. tabla II.4-3).* Similarmente, la riqueza de especies vegetales (N-SP) está muy ligada al eje Y, indicando una fuerte correlación con el eje ACC 2. Utilizando este diagrama, las localizaciones de las especies describen sus relaciones con las variables ambientales. Así, se puede observar como muchas especies muestran una fuerte relación con la variable GAMMA y sus correlacionadas.

VARIABLES AMBIENTALES	Eje 1 ACC	Eje 2 ACC	Eje 3 ACC	Eje 4 ACC
Microheterogeneidad	0.5205	0.3064	0.6015	0.2211
Diversidad gamma	**-0.9560**	0.1334	0.0885	-0.1210
Indice de similitud beta	-0.4601	0.4824	0.5503	-0.0664
Número de especies vegetales	0.0862	**-0.6752**	0.3764	0.0231
Número de elemntos del paisaje	0.5548	0.5540	0.3192	0.2636
Estrato < 0.5 m.	-0.3801	**-0.7007**	0.4238	0.0812
«Eigenvalue»	0.757	0.429	0.253	0.170
Correlación especies-ambiente	0.983	0.940	0.886	0.901
% varianza acumulada de los datos de especies	**19.3**	**30.2**	36.6	41.0
% varianza acumulada de la relación especies-ambiente	41.3	64.7	78.6	87.9

Tabla II.4-3: En la parte superior de la tabla se muestran las correlaciones entre las variables ambientales y el eje 1 del ACC derivado de los datos de las especies; y en la parte inferior, los datos estadísticos importantes de los ejes ACC

Por ejemplo, *Hippolais polyglotta* (HIPO), *Erithacus rubecula* (ERRU) y *Regulus ignicapillus* (REIG) presentan altas densidades cuando el valor de GAMMA es alto, o sea cuanto mas compleja y diversa es la estructura vertical de la vegetación, y más avanzada está la sucesión ecológica, ya que son especies forestales. Por el contrario, *Alauda arvensis* (ALAR), *Callandrella brachydactyla* (CABR) y *Melanocorhypha calandra* (MECA) prEPias de medios abiertos, y características de los primeros estadíos del gradiente ambiental definido, son más abundantes para pequeños valores de GAMMA, y relativamente alta microheterogeneidad. Entre las especies más influenciadas por BETA (y también por valores moderadamente altos de GAMMA, debido a su alta intercorrelación), estaría *Certhia brachydacthyla* (CEBR). Las bisbitas *Anthus spinoletta* (ANSP) y *A. pratensis (*ANPR), y también *Motacilla flava iberiae* (MOFI), se correlacionan con el estrato menor de 0.5 m., y las dos últimas con un relativamente importante número de especies. *Passer montanus* (PAMO), *P.domesticus* (PADO), *Miliaria Calandra* (MICA) y *Galerida cristata* (GACR) se sitúan ligadas a los mayores valores de microheterogeneidad (MHET), prEPios de los cultivos.

La *fig. II.4-4* está realizada a la misma escala y con los mismos ejes que la *fig.II.4-3*, y representa la localización de las muestras en el espacio factorial. El transecto T1, que corresponde a los cultivos, se caracteriza por una baja GAMMA y BETA, y una alta microheterogeneidad y número de elementos del paisaje. Los transectos T2 y T3 (mosaico de cultivos con abandono y tomillares, respectivamente), también presentan pequeños valores de GAMMA y BETA, pero difieren de T1 en que poseen un número de elementos pasijísticos (N-EP), una microheterogeneidad (MHET), y un número de especies vegetales (N-SP), moderadamente altos. El transecto T5 se caracteriza por el mayor valor de la variable estrato< 0.5 m., mientras que T4 y T6, tienen la mayor GAMMA.

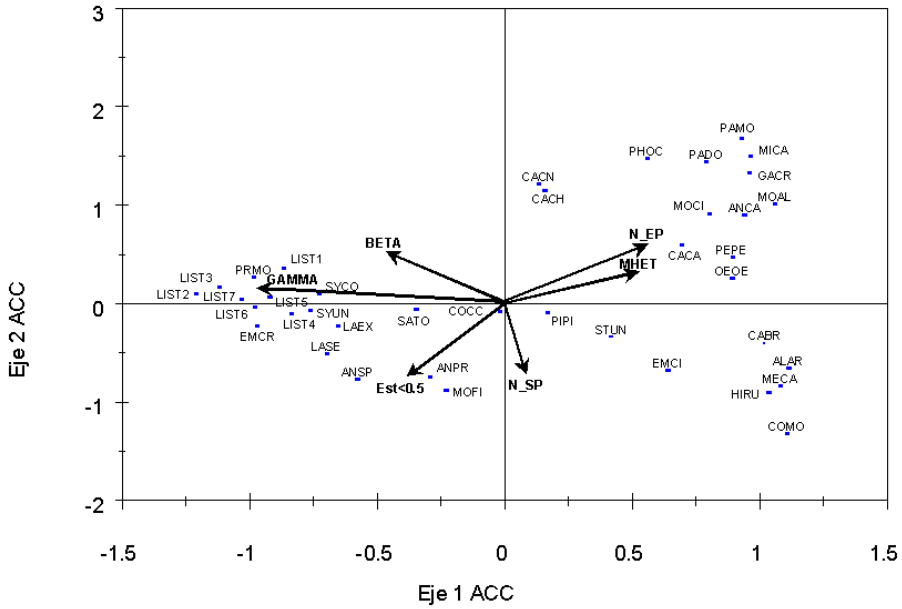


Fig. II.4_3: Ordenación ACC de la comunidad de aves agrícolas con respecto a 6 variables ambientales. Los códigos de las especies pueden verse en el ANEXO II. Algunas especies resultaron demasiado próximas para ser representadas, y es su lugar se indicaron por medio de las listas siguientes: List 1 (CEBR, EMCT, OEHI); List 2 (HIPO, REIG, ERRU); List 3 (SESE, TUVI, TUPH); List 4 (LUAR, PACA); List 5 (EMHO, PHCO, PHBO); List 6 (SYCA, PAMA, FRCO); List 7 (TUME, LUME, ANTR).

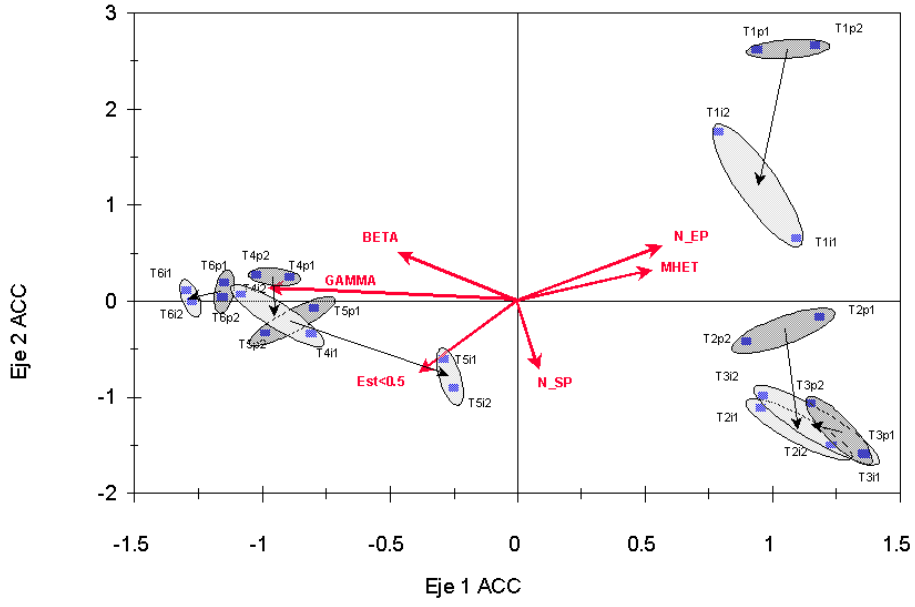


Fig. II.4_4: Ordenación ACC para los transectos con respecto a sus características ambientales en el espacio factorial definido por las comunidades de aves en la *fig.II.4_4*. T*x* indica el transecto para el sitio *x*, *py* indica un transecto en primavera en el año *y*, e *iy* indica un transecto en invierno en el año *y*. Los transectos en primavera para un sitio dado se agrupan dentro de elipses de color gris oscuro, y los transectos en invierno dentro de elipses gris claro. Las flechas finas unen los transectos en primavera y en invierno para un mismo sitio.

Los puntos correspondientes a cada primavera por transecto se emparejaron dentro de elipses de color gris oscuro, y los correspondientes a los inviernos dentro de elipses gris claro *(cf. fig.II.4-4)*. Las elipses de primavera e invierno para un mismo transecto, se unieron por medio de una flecha.

El emparejamiento de las muestras dentro de las estaciones es relativo a la consistencia entre los años en la ordenación de las especies (*fig. II.4-4)*. Es decir, los conteos de cada

transecto fueron generalmente más similares entre sí para los distintos años, que con los otros transectos, indicando la integridad de las comunidades de aves. Es interesante reseñar que el movimiento estacional fue mayor en los transectos T1 y T2 a lo largo del eje Y (tendencia en EST< 0.5 m. y N-EP), mientras que el transecto T5 se mueve mas a lo largo del eje X (predominantemente GAMMA, ver correlaciones en la *tabla II.4-3*).

De forma global, observando la *fig. II.4-3* se puede decir que las comunidades de aves correpondientes a medios agrícolas (en uso y etapas iniciales de abandono), se agrupan a la derecha del gráfico, pudiendo diferenciarse claramente los cultivos (cuadrante superior-derecha), de los otros dos transectos (cuadrante inferior-derecha), donde la sucesión ecológica comienza a desarrollarse.

Las comunidades asociadas a paisajes más forestales, con mayor edad de abandono, se localizan a la izquierda del diagrama. La tendencia en el abandono sigue la siguiente secuencia en los transectos: T1, T2, T3, T5, T4, T6.

***Análisis por pasos*:**

Mientras que el análisis anterior utiliza todas las variables ambientales, el procedimiento de inclusión de las variables «stepwise», demostró que ésto no es necesario. Utilizando el *test de permutación de Monte Carlo*, sólo tres variables (GAMMA, EST< 0.05 m., y BETA, en este orden de importancia) contribuyeron a la creación de un modelo a p< 0.05. Además, cuando se testaron los residuales de este modelo frente a una variable nominal para los sitios de estudio (p.e. transectos T1 a T6), se encontró que el primer eje ACC no fue significativo («eigenvalue» = 0.23, F= 1.83, p= 0.11).

Se puede concluir entonces, que las tres variables fueron suficientes para explicar las diferencias en la composición de la comunidad de aves entre los sitios. Por lo tanto, esas variables y sus correlacionadas, sumarizan el paisaje y las diferencias de hábitat entre los sitios a lo largo del gradiente de abandono agrícola. Se puede hacer una asociación entre el gradiente de abandono definido antes, y unos valores crecientes de complejidad vertical, y de heterogeneidad de la vegetación, así como una progresiva importancia del estrato menor de 0.5 m.

ACC es una herramienta muy útil en Ecología porque permite representar en un mismo cuadro de referencia las especies, las variables ambientales, y las muestras (transectos en distintos momentos del año, en este caso), y con todo ello analizar globalmente el gradiente sucesional definido en las tierras de cultivo abandonadas. Este gradiente sigue la siguiente secuencia en los transectos: T1, T2, T3, T5, T4 y T6. Sólo tres variables de hábitat fueron suficientes para explicar las diferencias de composición de la comunidad aviar entre los sitios de estudio: diversidad GAMMA, estrato <0.5m., e índice de similitud BETA.

3. MODELOS DE REGRESION LINEAL

3.1. MATERIAL Y MÉTODOS

Con el objeto de identificar el conjunto de variables ambientales importantes para la comunidad de aves y las especies que la constituyen, se utilizaron modelos lineares generalizados («Generalised Linear Models» (GLM) (NICHOLLS, 1989). El GLM empleado fue un tipo de regresión (CURTIS *et al*., 1993; GREEN *et al.,* 1994; JONGMAN *et al.,* 1995*;* FULLER *et al*., 1997) con variables cuantitativas y cualitativas, que construye precisas predicciones de la densidad de especies para valores dados de medidas de su hábitat, y es una herramienta muy útil en proyectos orientados al manejo de especies (WIENS & ROTENBERRY, 1981). Se utilizaron modelos de regresión con una función linear («straight line»), y una distribución del error normal, el procedimiento selección de las variables fue por pasos («forward stepwise»).

Los datos de partida fueron dos tablas que contenían 1) los valores de densidad de las distintas especies agrupados por transecto, período y año (en total 24 conjuntos de datos, correspondientes a dos primaveras y dos inviernos para cada uno de los seis transectos), y 2) similar a la anterior, pero con los valores de los parámetros ecológicos en lugar de las densidades específicas. Como variable dependiente, se consideró primero la densidad de cada especie de ave, y luego los parámetros ecológicos descriptores de la comunidad (densidad, riqueza, diversidad, y uniformidad), y como variables independientes, las características del hábitat *(cf. tabla II.4-2)* y el período del año. Las variables dependientes tipo densidad específica fueron log-transformadas *(LN+1),* y en cuanto a los parámetros de la comunidad, sólo fue necesario transformar la uniformidad (*arsen* $\sqrt{x}$*)*, ya que el resto presentaron una distribución normal.

El modelo respuesta para la función «straight line», puede ser expresado según la siguiente ecuación (JONGMAN *et al.,* 1995):

$E_y = a+bx_1+cx_2+...$

Donde

E_y es el valor esperado de la respuesta y

a, b, c,... son los parámetros estimados desde los datos

x_1, x_2,... son las variables explicatorias.

En el tradicional «forward stepwise», la significación de cada variable independiente, es testada por turno. La variable que contribuye al cambio más significativo en la desviación del modelo nulo, es seleccionada. A cada paso, se comprueba la significación de las variables incluidas en el modelo, y todas de las que caigan por debajo del nivel-criterio p= 0.05 se in-

cluyen. Se considera que se ha identificado el modelo final cuando todas las variables tienen un efecto significativo a $p< 0.05$.

Para la elaboración de los modelos se utilizó SYSTAT 7.01.

3.2. RESULTADOS

En este apartado, se explican los modelos obtenidos para la densidad de cada especie, y para los parámetros relativos a la comunidad aviar (variables dependientes), en relación a las variables de hábitat (variables independientes) reflejadas en la *tabla II.4-2 (§1.2.1.)*

Densidad específica

Los modelos se elaboraron para todas las especies de *Passeriformes* localizadas en la banda principal *(cf. § 3.2.1.)*. En la *tabla II.4-4*, se recoge el nivel de significación obtenido por cada especie para cada variable ambiental, para las especies ausentes de la tabla, ninguna de las variables de hábitat consideradas fue explicativa de su densidad, por lo que habría que buscar las causas en otros factores (otras características de la vegetación, disponibilidad de insectos, competición interespecífica, etc).. A continuación se comentan algunos de los modelos reflejados en la tabla (solamente aquellos cuya validez fue > 50%) tratando de dar una idea de cómo van variando las preferencias de las especies de aves a lo largo del gradiente de abandono:

Passer montanus prefiere estratos < 0.5 y 0.5-1m. poco desarrollados y medios homogéneos verticalmente, al igual que *Oenanthe oenanthe*, que se vincula además a una cierta diversidad de elementos de paisaje, característica compartida por *Miliaria calandra* y *Galerida cristata*. *Alauda arvensis* y *Melanocorhypha calandra*, especies ligadas a medios abiertos y a las fases de transición entre uso y abandono agrícola, seleccionan negativamente la diversidad gamma y el número de elementos del paisaje, es decir prefieren medios poco diversos tanto en la dimensión horizontal como en la vertical, estando también su densidad influída por el período del año (pero de forma inversa, mientras que ALAR incrementa sus efectivos en invierno, con MECA ocurre lo contrario). Si además del período, tenemos en cuenta la presencia del estrato arbustivo de 0.5-1 m. de altura, importante para las fases intermedias de regeneración de las tierras abandonadas, podemos predecir la densidad de ciertas especies como *Anthus trivialis, Luscinia megarhynchos, Phylloscopus bonelli,* y *Serinus serinus (*estivales), *Fringilla coelebs, Parus major,* y *Phylloscopus collybita.* El estrato de 1-3 m. y su caracter estival, permiten explicar el 54.9 % de la variación en densidad de *Sylvia cantillans.* La presencia del estrato arbóreo > 3 m. es suficiente para esclarecer una buena parte de la variación de *Lullula arborea* y *Parus caeruleus*, cuya densidad se puede predecir con una validez del 70.1% y el 57.4%, respectivamente.

Especie	PER	MHET	N-EP	N-SP	GAMMA	BETA	EST <0.5	EST 0.5-1	EST 1-3	EST >3	R^2
Alauda arvensis	**		-*		-***						**0.805**
Anthus campestris		-***	***				**				**0.668**
Anthus trivialis	-**							***			**0.536**
Calandrella brachydactyla					-**						0.281
Carduelis cannabina				-*							0.221
Corvus monedula						-**					0.193
Emberiza cia	*										0.194
Emberiza hortulana	-*									*	0.387
Erithacus rubecula						-*			***		0.433
Fringilla coelebs	*							***			**0.513**
Galerida cristata		***		-***				-***	***		**0.890**
Hippolais polyglotta		-*									0.205
Lanius excubitor										**	0.355
Lanius senator	-*									*	0.321
Lullula arborea										***	**0.701**
Luscinia megarhynchos	-**							***			**0.576**
Melanocorypha calandra	-**		-**		-***						**0.623**
Miliaria calandra		***		-***			-**	-***	***		**0.975**
Oenanthe oenanthe			***			-**				*	**0.615**
Parus caeruleus										***	**0.574**
Passer domesticus			**								0.253
Passer montanus						**	-***	-**			**0.720**
Parus major	*							***			**0.661**
Petronia petronia			**								0.268
Phylloscopus bonelli	-***							***			**0.587**
Phylloscopus collybita	**							**			**0.532**
Phoenicurus ochruros						*	-**				0.429
Regulus ignicapillus		-**									0.271
Serinus serinus	-*							***		-*	**0.609**
Sturnus sp.				*							0.206
Sylvia cantillans	-**								***		**0.549**
Sylvia communis	-**							**			0.473
Sylvia undata	**							**			0.497
Turdus viscivorus								*			0.184

Tabla II.4-4: Valores de significación de las variables ambientales obtenidos a partir de los modelos de regresión para explicar las densidades de cada especie. El nivel de significación estadística se expresa del siguiente modo: * p< 0.05, **p< 0.01, ***p< 0.001, y el signo negativo indica tal efecto de la variable en las aves. Para la intepretación de las códigos de las variables, ver *tabla II.4-2*.

Parámetros de la comunidad:

En la *tabla II.4-5*, se representan las ecuaciones obtenidas a partir de los modelos de regresión elaborados para conocer qué características ambientales pueden explicar mejor la composición de la comunidad de aves. Así, obtenemos que en cuanto a la *densidad*, hay cambios significativos con el período, pero aún quedaría mucha variación que no se puede explicar solamente con esta variable, ya que el modelo sólo posee una corrección del 18.8%. La *riqueza* o número de especies de aves, puede ser predicha para una corrección del 79.2% con la presencia del estrato vegetal de 1-3 m, y con el período (*cf. fig.II.3-4).*

Con tres variables, diversidad gamma (div. global del transecto), estrato de 0-0.5 m. (correlacionado negativamente), y período, es posible predecir con un 90.9 % de fiabilidad la diversidad de la comunidad de aves (*cf. fig.II.3-5).* Estas mismas variables, permiten predecir el 77.1% de la variabilidad de la uniformidad (*cf. fig.II.3-6).* Como se puede apreciar, el pe-

ríodo es significativo en los modelos realizados para todos los parámetros, debido a la importante estacionalidad de la comunidad.

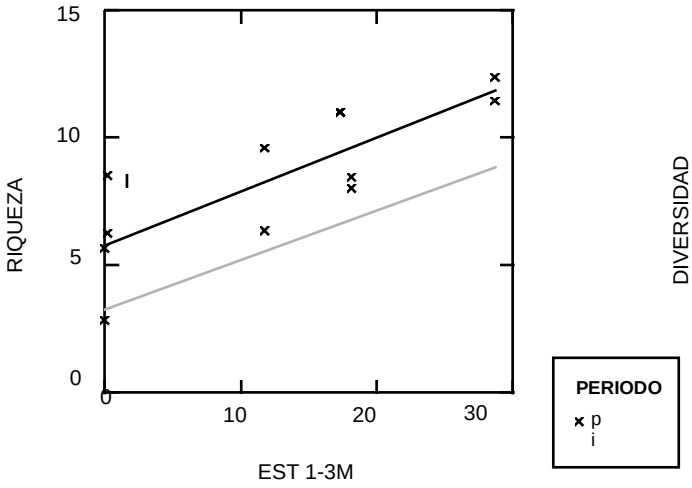


Fig. II.4_4

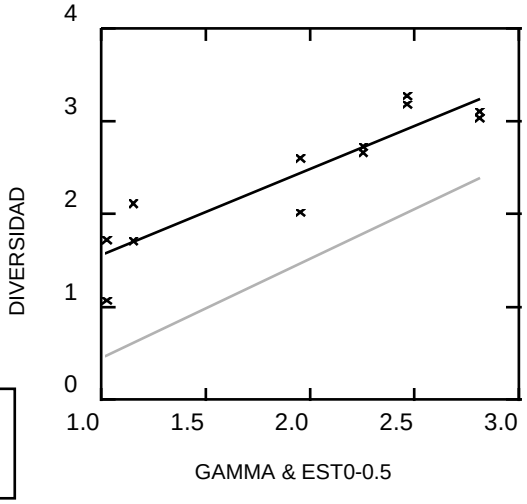


Fig. II.4_5

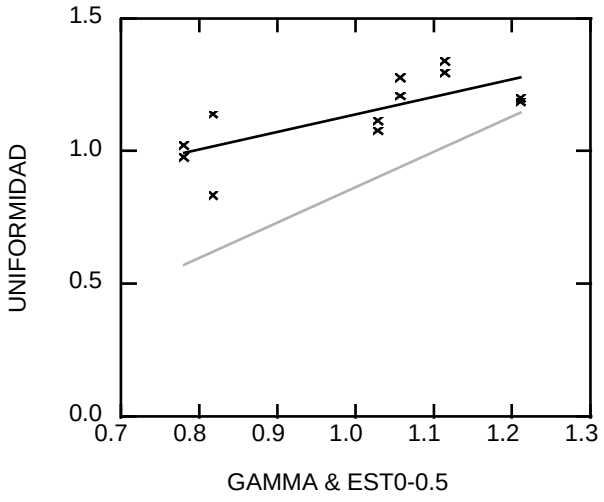


Fig. II.4_6

Fig. II.4-4-5-6: La *fig. 4*, reproduce la variación de la riqueza de la comunidad frente al estrato vegetal de 1-3m., y su variación estacional. En las *fig. 5* y *6*, el eje de las X representa una regresión entre las dos variables seleccionadas en cada modelo (diversidad gamma-estrato 0-0.5m., en ambos casos); y el eje Y, la diversidad y la uniformidad respectivamente.

Parámetro	**PER**	**MHET**	**N-EP**	**N-SP**	**GAMMA**	**BETA**	**EST <0.5**	**EST 0.5-1**	**EST 1-3**	**EST >3**	**R^2**
Densidad	*										0.188
Riqueza	-***								***		**0.792**
Diversidad	-***				***		-**				**0.909**
Uniformidad	-***				***		-*				**0.771**

Tabla II.4-5: Significación estadística de los modelos de regresión elaborados para explicar los parámetros de la comunidad de aves, en función de las variables de hábitat. El nivel de significación se expresa como sigue: * p< 0.05, **p< 0.01, ***p< 0.001, y el signo negativo indica tal efecto de la variable en el parámetro.

Las variables GAMMA, y estrato<0.5m., seleccionadas en ACC son también las variables explicativas que permiten predecir, junto con el período, el 90.9% de la variabilidad en diversidad y uniformidad de la comunidad.

La densidad se puede explicar solamente con la estación del año, pero dado que es un parámetro muy variable, no es posible justificar más que el 18.8%.

Los modelos de regresión permiten identificar claramente las características ambienttales importantes para las aves. Son sencillos de realizar y de interpretar, y contruyen predicciones matemáticas muy útiles en estudios ecológicos.

DISCUSION PARTE II

El abandono de un porcentaje de las tierras de cultivo, como contempla la reglamentación europea (REGLAMENTO CEE 1765/92), puede generar un incremento de la abundancia y de la riqueza faunística y florística, teniendo posiblemente efectos ambientales positivos, si se controlan los aspectos negativos, como son el riesgo de incendio y de erosión (GONZALEZ BERNALDEZ, 1991). Los resultados obtenidos en el presente trabajo corroboran esta idea; así, en cuanto a la riqueza florística, se observó en todas las etapas del gradiente sucesional definido en las tierras abandonadas, un mayor número de especies vegetales que en los medios cultivados; y en cuanto a la comunidad ornítica, las etapas más tardías (forestales) del gradiente uso-abandono fueron las más ricas, diversas y uniformes, siendo el mayor valor de densidad aviar para el mosaico de parcelas parcialmente abandonadas. Algunas especies (p.e. *Alauda arvensis*) vieron incrementada su densidad al cesar la producción en las parcelas de cultivo.

En Europa, las investigaciones llevadas a cabo durante los últimos cinco años, han permitido obtener resultados que refuerzan la idea de que la retirada de la producción de las tierras, favorece a ciertos grupos animales y vegetales, especialmente en los estadios más tempranos de la sucesión. BUYS *et al*. (1997) en su trabajo realizado en tierras abandonadas holandesas, concluyen que en general, el abandono genera un efecto positivo en general en las aves nidificantes, en los micromamíferos (aunque TATTERSALL *et al*. (1997) explican que no es necesariamente un ambiente conveniente para este grupo), y en los insectos (según STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE (1996) la riqueza específica de las mariposas cambia cualitativa y no cuantitativamente a lo largo de la sucesión ecológica, estando ligada a la abundancia florística), entre otros grupos animales, siendo también las plantas vasculares favorecidas por la revegetación espontánea. WATSON & RAE (1997) observaron durante el primer verano después de la retirada de las tierras de la producción en Escocia, más especies de aves nidificantes, y mayores densidades de perdices, alondras y charádridos que en los campos cultivados, y comentan que este incremento de las aves puede ser debido a una presencia más importante de invertebrados, y también a la mayor cobertura creada por una vege-

tación más variada, que puede servir de refugio y alimento a los pollos nidífugos; en los siguientes años de abandono, encontraron menores densidades y menos especies. BERG & PART (1994) en su estudio acerca de la importancia del abandono sobre las densidades de aves nidificantes ligadas a medios agrícolas en Suecia, hallaron valores significativamente mayores para *Alauda arvensis, Carduelis cannabina, Sylvia communis* y *Saxicola rubetra*, en los campos abandonados respecto de los cultivados. En Alemania, *Emberiza calandra*, prefirió nidificar en tierras abandonadas con una edad de cuatro-cinco años, antes que en pastizales o cultivos, obteniendo un mayor éxito reproductor en el primer caso; tras la reconversión de las tierras abandonadas a cultivos, su densidad se mantuvo casi constante pero su éxito reproductor disminuyó (FISHER & SCHNEIDER, 1996). SEARS (1992), en Inglaterra, encontró una preferencia por parte de ciertas especies de alto interés conservacionista, como la perdiz común (*Perdix perdix)*, por las tierras retiradas de la producción frente a los cultivos.

Una de las ventajas del abandono puede ser el incremento de la diversidad específica, pero BAUDRY (1991) plantea varias cuestiones al respecto que implicarían investigaciones más exhaustivas: ¿Todas las especies son igualmente buenas? ¿Quizás una flora menos diversa pero con especies raras es mejor?¿Y porqué una especie es rara, porque su hábitat se redujo en el pasado o por otra razón? ¿Pueden las especies en peligro beneficiarse del abandono?

El correcto manejo de las tierras agrícolas retiradas de la producción, con objetivos ambientales precisos, crea la oportunidad de proveer hábitats ricos en recursos para especies en declive (CHRISTAL *et al*., 1997; SOTHERTON, 1998). Durante la sucesión temprana, la diversidad de invertebrados está íntimamente ligada a la de las plantas, y algunas especies de aves son dependientes de la alta disponibilidad de semillas entre las herbáceas anuales (BROWN, 1991). Por ello, la instalación del barbecho rotacional es una herramienta muy importante para ayudar a preservar poblaciones de aves nativas e inmigrantes, especialmente de aquellas que se alimentan a base de granos y semillas, durante un período de poca comida y refugio como es el invierno (BAUER & RANFTL, 1996).

Efectos del abandono de las tierras en la composición florística.

El abandono de los pastizales de montaña desemboca en una modificación espectacular de la composición botánica de la vegetación, como observó BUNCE (1991) en Gran Bretaña. Quizás no tan llamativo, pero no por ello menos importante, fue el cambio observado en la composición florística en el gradiente de abandono definido en nuestra zona de estudio.

La sucesión que se inicia en los campos de cultivos abandonados depende de la composición de la vegetación inicial y del ambiente asociado. Es necesario considerar los siguientes factores: la cobertura de las especies y la actividad humana en el momento del abandono, la disponibilidad de semillas en el banco de semillas del suelo, la dispersión de los propágulos desde la vegetación circundante, la estructura del paisaje y la velocidad de colonización (BAUDRY & BUNCE, 1991).

Generalmente, la sucesión temprana se caracteriza por una explosión de especies ruderales, seguidas por otras plantas anuales y perennes de corta duración. El establecimiento de herbáceas perennes (dicotiledóneas y gramíneas), normalmente coincide con la extinción de las ruderales, aunque durante un tiempo pueden coexistir, generando una diversidad muy alta en estos estadios temparanos de la sucesión. La duración de esos cambios varía de una sucesión a otra, aunque el patrón general es consistente (BROWN, 1991). Las gramíneas (especialmente *Agrostis capillaris, Dactylis glomerata* y *Holcus lanatus*) contribuyeron con una mayor cobertura que las dicotíledoneas (dominando *Trifolium repens* y *Ranunculus repens*), durante los cinco años de seguimiento de parcelas abandonadas realizados en Escocia por WELCH (1995). En nuestro gradiente, la primera etapa de abandono corresponde a un tomillar de seis-siete años, en el que encontramos también *Dactylis glomerata* y *Agrostis castellana*, además de otras especies herbáceas que ZUAZUA (1987) observó en el Norte de la provincia de León como características de esta edad de abandono (p.e. *Bromus* sp., *Vicia lutea, Carduus* sp., *Petrorhargia prolifera, Convolvulus arvensis, Crucianella angustifolia*). Esta autora constató, que con el paso del tiempo aumenta la diversidad de herbáceas perennes y especies leñosas, comenzando a desarrollarse estas últimas cuatro o cincoaños después del abandono de las labores agrícolas, en general las primeras especies que aparecen son de los géneros *Thymus* y *Lavandula (*que son también dominantes en los tomillares de Chozas de Abajo). A partir de los 20 años, en que ya hay una comunidad de matorral bien asentada, disminuye la diversidad de especies vegetales. La mayor variabilidad en cuanto a composición y estructura de la comunidad de herbáceas, encontrada por ZUAZUA, fue entre los cuatro y 17 años de abandono. Con nuestros datos no es posible detallar la estructura de la comunidad de herbáceas ya que no diponemos de los valores correspondientes a las densidades, pero parece que la tendencia a una mayor cantidad de especies en esta edad de abandono es irregular, como también comenta SANCHEZ (1995) en su estudio de la reconstrucción natural de la vegetación leñosa en zonas agrícolas abandonadas, llevado a cabo en la provincia de Albacete para un período de 25 años: «la diversidad no se desarrolla según una tendencia única, sino que puede mostrar fases de aumento y disminución variables, dependiendo del tipo de sucesión, que a su vez queda determinado por los factores ecológicos». Así, en el bosque adehesado de la zona de estudio, la riqueza de herbáceas es mucho más importante que en el bosque del transecto T6 (ambos de una edad similar) por la presencia de zonas puntuales de humedad. SANCHEZ (1995) observa dos fases de la sucesión secundaria producida tras el cese de la actividad agrícola: el tomillar que evoluciona durante los primeros 10 años aproximadamente, sustituyendo progresivamente a las comunidades de herbáceas, y el jaral (silicícola) /romeral (calcícola) que se asienta a continuación y que evoluciona muy lentamente, formando un ecosistema estable durante muchos años. El proceso de sucesión iniciado tras el abandono, requiere unos 20 años para alcanzar el equilibrio como un ecosistema maduro, bajo una presión dominante de pastoreo (GONZALEZ BERNALDEZ, 1991).

Una vez comentada la composición florística del gradiente sucesional, se puede explicar como varía la estructura de los patrones considerados en la zona de estudio. Se observa que la heterogeneidad horizontal disminuye al abandonarse las tierras, produciéndose una

homogeneización del micropaisaje como comentan BAUDRY & BUNCE (1991). En cuanto a la estructura vertical, se aprecia un aumento de la diversidad alfa con la sucesión, coincidiendo con GONZALEZ BERNALDEZ (1991), y así mismo un incremento de la diversidad global gamma, lo que es lógico debido a la progresiva complejidad de la vegetación. El índice de similitud beta, que relaciona la diversidad de la muestra y la global, depende de la homogeneidad entre las diversidades alfa; así, en el caso de los transectos forestales, está influenciado por el tipo de manejo, y en los cultivos, este índice es elevado por la presencia de los árboles frutales.

Dinámica estacional de la comunidad de aves a lo largo del gradiente sucesional originado en las tierras abandonadas.

La distribución de las aves de los medios agrícolas está fuertemente influenciada por dos factores ambientales básicos: suelo, clima y relieve (O'CONNOR & SHRUBB, 1986). Pero la causa determinante de la repartición espacial y temporal de la avifauna, es la disponibilidad de alimento, que a su vez es la expresión de esos factores. En invierno, el recurso alimenticio es la clave de la distribución de la avifauna, pero en primavera, se produce una selección de hábitat más activa, ya que además de cubrir sus necesidades tróficas, las aves han de ocupar aquel medio que presente unas condiciones fisionómicas (o de configuración estructural) óptimas para la instalación de sus nidos (TELLERIA *et al.*, 1988; WIENS, 1989a). Pero para comprender las estrategias de ocupación del espacio por las aves, es necesario tener en cuenta además, otros factores *(cf. fig. II.D-1)* como son los mecanismos de auto-regulación de las comunidades (selección de hábitat por denso-dependencia, fidelidad de algunas especies a hábitats determinados, relaciones de competencia y predación), y la estructura de los patrones paisajísticos (distancia a los parches que actúan como fuentes de especies, alteraciones del hábitat) (*cf.* WIENS & ROTENBERRY, 1987; WIENS, 1989; FULLER, 1994; TELLERIA & CARRASCAL, 1994).

Los estudios sobre la avifauna deben tener en cuenta las relaciones con el hábitat, para poder efectuar un manejo inteligente de las poblaciones (*cf.* WIENS & ROTENBERRY, 1981), pero las poblaciones de aves y sus hábitats no son estáticos, varían en el espacio y en el tiempo a muchas escalas (WIENS, 1981). En este trabajo se definió un gradiente sucesional con el objeto de conocer las consecuencias sobre la avifauna de los cambios causados en la vegetación por el abandono de las tierras a diferentes escalas temporales (sucesional y estacional). Para comparar la estructura de la comunidad de aves con la comunidad vegetal, se parte de la hipótesis de una correlación entre ciertos parámetros de ambas comunidades (BLONDEL *et al*., 1973). Es importante integrar los dos parámetros elementales: riqueza y abundancia. Si se utiliza solamente la riqueza, se debe relacionar n° especies de aves y n° estratos de la vegetación, se obtiene que la variedad de la avifauna es directamente proporcional al número de estratos. Si se analizan los dos parámetros a la vez (riqueza y abundancia), se puede construir un índice mixto de diversidad, más completo, basado en la relación n°individuos/especie; y en el caso de la vegetación, en la cobertura /estrato (BLONDEL &

CUVILLIER, 1977). Entre ambos índices de diversidad (para una revisión de las medidas de la estuctura de la vegetación más utilizadas, ver ERDELEN, 1984) existe una correlación positiva, como demostraron MACARTHUR & MACARTHUR (1961); MACARTHUR (1966); BLONDEL *et al. (*1973) y ROTH (1976), que además concluyen que las aves nidificantes son unas «pobres botánicas» ya que no se interesan más que por la arquitectura de la vegetación, la composición botánica sólo interviene a través de otros factores ecológicos. A este respecto, BAUDRY & BUNCE (1991) dicen que la composición florística no tiene porque ser siempre un buen predictor de fauna, y WIENS & ROTENBERRY (1981) explican que a gran escala (nivel inter-hábitats), las aves pueden responder a la configuración general del hábitat, pero dentro de cada tipo de hábitat, su respuesta puede estar más fuertemente asociada a los detalles florísticos; FULLER (1994) corrobora esta idea. Como cierre a esta discusión, se podría concluir que la estructura de la vegetación (expresada como índices de diversidad) está más estrechamente ligada a la diversidad de aves, que la composición florística, sin embargo es necesario tener precaución con la interpretación de los resultados (ERDELEN, 1984).

En general, la diversidad de aves aumenta durante la sucesión ecológica, de acuerdo con un incremento de la producción, de la biomasa y de la complejidad estructural, pero esta tendencia no es monotónica, en las etapas clímax se puede registrar una disminución de la diversidad global (*cf.* WIENS, 1989a), y además los gradientes sucesionales pueden variar de unas regiones a otras, BLONDEL & FARRE (1988), estudiando cuatro gradientes de hábitat (dos en la región Mediterránea y dos en la Eurosiberiana), encontraron mucha más variación en la composición de las comunidades de aves en los estadios más tempranos de la sucesión (abiertos y semi-abiertos), que en los tardíos (estadios preforestales y forestales). La explicación podría estar en que las condiciones ecológicas difieren más entre las regiones en los estadios tempranos que en los bosques maduros, porque los hábitats abiertos y semi-abiertos están más directamente sujetos a los factores ambientales locales que los bosques, donde las variaciones regionales son tamponadas por la estructura del hábitat

Los datos obtenidos en este trabajo concluyen que los valores más altos de riqueza y diversidad aviar fueron para los transectos forestales (ver también FARINA, 1995), los más complejos verticalmente (mayor n° estratos y diversidad gamma), siendo la primavera el período de mayor diversidad, y el invierno el de menor equirrepartición entre las especies; y los menores para los cultivos y etapas intermedias de abandono, siendo estas últimas las más ricas florísticamente (ver modelos de regresión, *tabla II.4-5*). A lo largo de la sucesión ecológica, la equirrepartición crece regularmente (BLONDEL, 1975), pero los valores de diversidad no se ajustan en todos los casos a los de uniformidad (como se constató en este estudio), debido a la presencia de especies raras o accidentales que aumentan más la diversidad máxima que la observada (BLONDEL, 1975). La densidad mostró una tendencia contraria, siendo la estación del año la variable más explicativa (*cf. tabla II.4-5*), de forma que los mayores valores se registraron en invierno y paso otoñal para los medios abiertos, y los menores en primavera y paso primaveral.

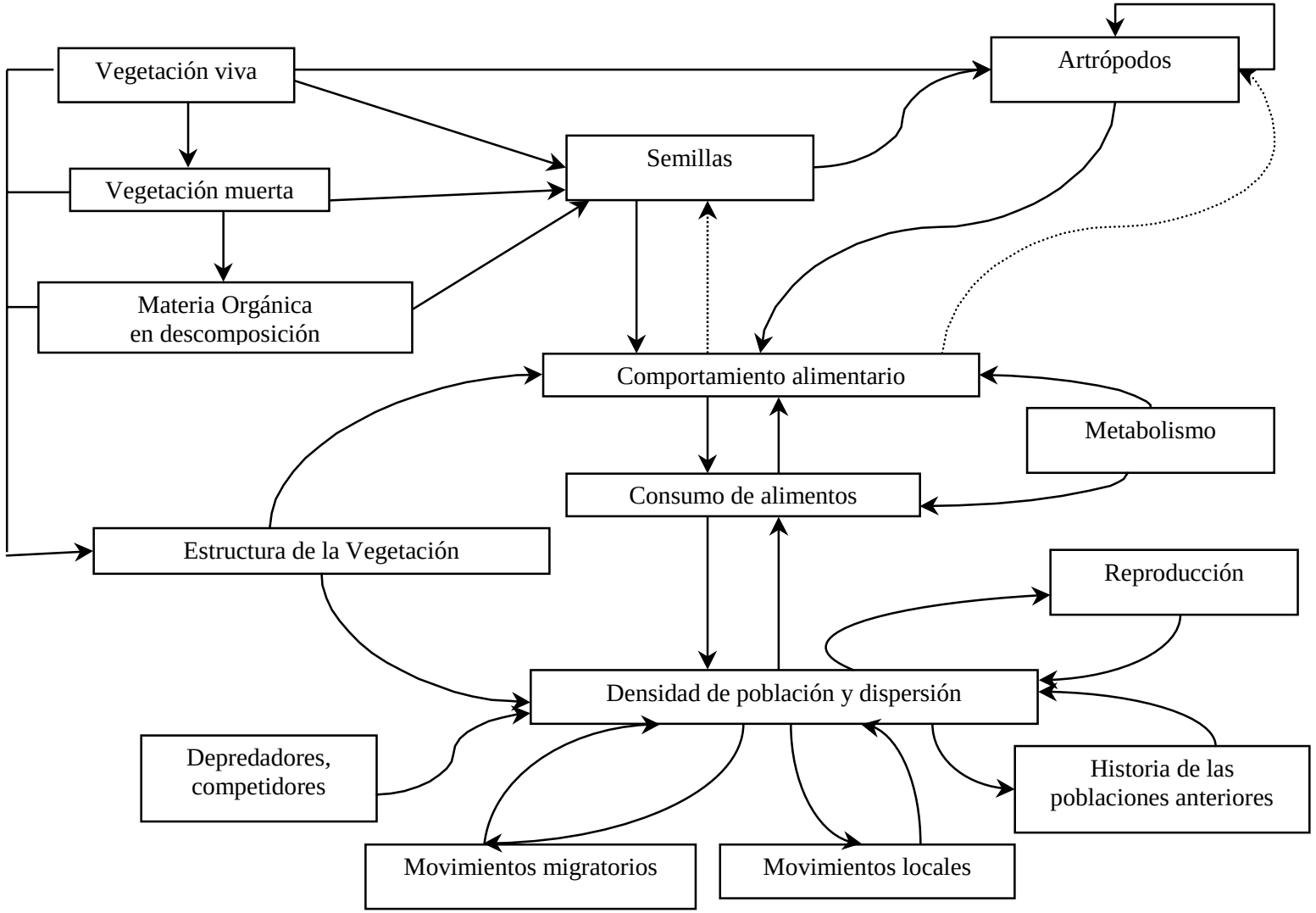


Fig. II.D_1: Diagrama compartamental que representa los factores (y sus interrelaciones) que contribuyen a las características poblacionales de las comunidades de aves en ecosistemas de pradera (traducido de WIENS, 1971)

Esta relación directa entre la diversidad de hábitat y de avifauna, no debe ser confundida con un indicador estricto de la calidad del hábitat, ya que áreas con una diversidad de hábitat limitada y una baja diversidad de aves, pueden ser potencialmente adecuadas para el desarrollo de los recursos (WIENS & ROTENBERRY, 1981).

La mayor diversidad de las comunidades de aves a lo largo del gradiente sucesional y de las estaciones del año, va acompañada de un cambio cualitativo y cuantitativo en las especies, que en nuestro caso fue mayor en invierno que en verano en las primeras etapas, y que se correlacionó, con una complejidad vertical de la vegetación creciente (mayor importancia del estrato herbáceo-leñoso <0.5m., arbustivo 0.5-1m., y arbóreo >3m.), y con una menor heterogeneidad horizontal de los patrones y un menor número de elementos del paisaje. ACC creó un modelo con solamente tres variables ambientales como explicativas del cambio en las especies: mayor diversidad gamma, que a su vez está correlacionada con los tres estratos vegetales superiores, y por lo tanto significa una complicada arquitectura de la vegetación, mayor índice beta (que indica la heterogeneidad vertical a lo largo de cada transecto) y más importancia del estrato <0.5m.

La composición específica de los tres transectos representativos de medios abiertos (cultivos en uso, parcialmente abandonados y tomillares) fue claramente diferente de la composición de los tres transectos forestales con diferente grado de manejo (*cf.* dendrograma de similitud, *fig. II.4-2*, y diagrama de ordenación ACC, *fig. II.4-4*), como también observaron TELLERIA *et al.* (1988). Entre los tres primeros, dominados claramente por *Alauda arvensis* (ver *tabla II.3-22*), los cultivos son muy distintos del resto presentando una marcada estacionalidad; y los inviernos del tomillar y del mosaico cultivo-abandono están muy próximos cualitativamente entre sí, existiendo más distancia entre la primavera y el invierno en los cultivos parcialmente abandonados, que en los tomillares. Entre los tres últimos transectos, forestales, caracterizados por la importante presencia de otro aláudido, *Lullula arborea*, la mayor estacionalidad se aprecia para el bosque adehesado, cuyo invierno es muy diferente del resto. El medio que menos varió su composición de especies intraestacionalmente, fue el bosque maduro, situado en el extremo de la sucesión.

Los medios estepáricos (SANTOS & TELLERIA, 1987; SUAREZ, 1991) (*cf. glosario* en *ANEXO I*) considerados en la zona de estudio (cultivos de secano con parcelas abandonadas y tomillares), caracterizados por la dominancia de los aláudidos, mostraron, al igual que los cultivos de regadío, sus mayores y más fluctuantes densidades en invierno, y las menores en primavera, momento en que la comunidad es más rica y diversa, excepto en el caso de los tomillares, que son más importantes en paso primaveral. La alta varibilidad de la densidad a lo largo del ciclo anual en los medios esteparios, tiene que ver con la rigurosidad del clima y con los ritmos de productividad impuestos por el hombre en los cultivos, y la baja diversidad, es debida a la simplicidad vertical de la vegetación (MARTINEZ & PURROY, 1993). Las comunidades de aves esteparias se caracterizan por unas pocas especies de gran importancia

numérica y gran variación anual de la densidad (ver también WIENS & ROTENBERRY, 1987) que aprovechan los recursos que proporciona la estepa a lo largo de todo el ciclo anual (p.e. la alondra que es predominantemente insectívora en primavera y granívora en invierno), mientras que el resto están adaptadas a ciertos recursos estacionales, ausentándose el resto de los meses del año (p.e. la collalba gris, que es migrante transahariana e insectívora primaveral, o muchos fringílidos que aparecen en invierno para explotar los bancos de semillas de este período) (*cf.* SUAREZ *et al*., 1991).

La fuerte convergencia invernal en las preferencias del hábitat de las especies estepáricas hacia los sustratos ricos en alimentos, señala su escasa dependencia de la estructura del hábitat en esta época del año. Una característica de la comunidad de aves agrícolas en invierno, es que las especies se agrupan en bandos como una estrategia para la localización de los exiguos recursos alimenticios disponibles, lo que genera altos coeficientes de variación del parámetro densidad (ver también ZUÑIGA, 1987). En este período, hay un incremento en el flujo de especies inmigrantes, y un desplazamiento general en el uso del hábitat por parte de las especies sedentarias, que tienden a abandonar tomillares y pastizales (aunque éstos son también utilizados por los granívoros, y en el caso de pastizales con ganado, por los comedores de invertebrados, *cf.* WILSON *et al.*, 1996) para ocupar masivamente los cultivos (SANTOS & TELLERIA, 1987), buscando las semillas de plantas arvenses y las mermadas poblaciones de invertebrados en los barbechos y rastrojos (TELLERIA *et al*., 1988; SUAREZ *et al*., 1991). En otoño, los cultivos ofrecen además los restos de la cosecha (espigas y granos), que también son aprovechados por especies migratorias, pero que se pierden como recurso alimenticio para el invierno (una parte germina y otra es comida por el ganado, en este caso ovejas) (TELLERIA *et al*., 1988), los rastrojos son uno de los hábitats más utilizados en esta época por la corneja y el cuervo para su alimentación (SOLER & SOLER, 1987). En verano, el número de visitantes externos es menor, porque las especies residentes son altamente eficaces en la explotación de los recursos, y porque la disponibilidad de invertebrados es más pequeña (O'CONNOR & SHRUBB, 1986). En primavera, se produce una explosión de la producción primaria y de los invertebrados, especialmente artrópodos, también una mayor disponibilidad de semillas al removerse la tierra con el arado de los barbechos.

A partir de los datos obtenidos, se puede apreciar como tres especies de aláudidos, típicamente esteparias, resultan especialmente favorecidas por el abandono de las tierras en el estadío de tomillar. *Alauda arvensis*, indicadora del secano supramediterráneo (*cf.* MARTINEZ & PURROY, 1993), mostró mayores densidades en el tomillar en invierno (10.4 individuos/10Ha.) que en los cultivos de secano con parcelas abandonadas (8.37 aves/10Ha.) y que en los cultivos regados por pozos (6.25 individuos/10Ha.). Mientras que TELLERIA *et al.* (1988) en un zona de páramo supramediterráneo de la provincia de Segovia, observaron mayores densidades en los cultivos cerealistas (13.92 aves/10Ha.) y menores en los eriales (caracterizados por caméfitos tipo tomillares), 4.45 aves/10Ha., concluyendo, a diferencia nues-

tra, que los tomillares son un medio subóptimo para la especie en el contexto de su zona de estudio. En cambio, en primavera, los datos obtenidos en ambos trabajos se aproximan un poco más, en Chozas de Abajo se observó un cambio respecto al invierno, mayores densidades en los cultivos de secano parcialmente abandonados, seguidos de los tomillares, mientras que TELLERIA *et al. (*1988) encontraron la misma tendencia que en invierno pero con valores más reducidos. Esta diferencia obtenida en la selección del hábitat de la especie en nuestra zona de estudio, entre la primavera y el invierno, podría ser debida a una saturación de los cultivos en invierno, que obligaría a esta especie a buscar un ambiente subóptimo que serían los tomillares (FRETWELL & LUCAS, 1969). WIENS & ROTENBERRY (1981), explican como las causas de las distribución de las especies no siempre hay que buscarlas en la adecuación de los hábitats a los requerimientos de las especies, sino también en su disponibilidad, así WIENS & ROTENBERRY (1987) y WIENS (1989b), explican que en casos de superabundancia de recursos (alimentación y sitios de nidificación), las relaciones de competencia interespecífica entre las agrupaciones de aves nidificantes pierden su importancia. La competición es un proceso no continuo que contribuye al equilibrio entre las poblaciones y los niveles de recursos, en su trabajo realizado en las estepas de Norte América, estos autores encontraron una escasa importancia de la competencia durante la estación reproductora.

En el caso de *Calandrella brachydactyla*, visitante estival, se obtuvieron al igual que TELLERIA *et al. (*1988), mayores valores de densidad en los tomillares que en los cultivos. Mientras que para *Melanocorypha calandra* se registraron las mayores densidades en primavera en el tomillar, los otros autores encontraron valores mucho mayores en los cultivos, y especialmente en invierno, la explicación podría ser similar a la comentada para las alondras. Además de estas tres especies de aláudidos dominantes, asociadas a este tipo de medios esteparios, se encuentran en mucha menor cantidad otras especies también citadas por SUAREZ *et al*. (1991) en su libro sobre las estepas ibéricas, como la cogujada (*Galerida cristata*), el túrdido *Oenanthe oenanthe,* que apareció asociado a positivamente a los tomillares (aunque esta especie está íntimamente ligada a la presencia de microcaracterísticas muy concretas como p.e. la presencia de montones de piedras o de pequeños montículos de tierra, más que a las características generales del hábitat), el motacílido *Anthus campestre*, los sílvidos *Sylvia undata* y *S. communis*, y los emberízidos *Emberiza cia* y *Miliaria calandra*, esta última especie, junto con *Passer domesticus* y *P. montanus*, fue claramente dominante en el transecto de cultivos regados por pozos, donde estuvieron ausentes las currucas.

Los medios forestales se caracterizaron por la presencia del aláudido *Lullula arborea*, y además de páridos, sílvidos, túrdidos (especialmente *Luscinia megarhynchos*) y emberízidos principalmente. Las menores densidades se produjeron para el paso primaveral, y las mayores para el paso otoñal, excepto en el bosque adehesado en que fue más importante el invierno, momento en que se encontraron importantes densidades de *Anthus pratensis,* debido a su fisionomía intermedia entre un transecto abierto y forestal. En cuanto a la riqueza y diversidad,

estos medios son, globalmente, más pobres y menos diversos en invierno y paso otoñal, que en primavera y paso primaveral, excepto en el bosque adehesado en que la situación se invierte. DUFFEY *et al*. (1974), también observaron una tendencia al incremento en el número de parejas de aves nidificantes, a lo largo de una sucesión de *Quercus petraea* en Wales, desde el matorral bajo al bosque maduro. En cambio, FULLER & MORETON (1987), en castañares ingleses, hallaron una disminución de la riqueza y de la dominancia con la edad del bosquete. FULLER *et al*. (1989), encontraron que la selección de hábitat por parte de especies migrantes y residentes es fundamentalmente diferente, mientras que las primeras estaban fuertemente relacionadas con los medios forestales más jóvenes, y respondieron a cambios en el perfil de la vegetación más que al incremento en la altura, las segundas se distribuyeron a lo largo de todos los estadios de crecimiento del bosquete. En Chozas, también se anotó un mayor número de especies migratorias en los transectos forestales correspondientes a estadios más jóvenes y con una vegetación más abierta por el manejo, que en el bosque maduro.

Debido a las lluvias y las temperaturas favorables, en primavera, en los encinares y en general en los medios forestales, hay una mayor abundancia y diversificación de la producción (herbácea, invertebrados) que disminuye mucho al llegar el estiaje, con la producción de semillas no ocurre lo mismo, por lo que excepto algunos granívoros, buena parte de la comunidad migra a lugares más húmedos una vez culminada la etapa reproductora. En otoño, las lluvias provocan un aumento de la actividad vegetal, y la maduración de los frutos, y la accesibilidad al suelo, suponen importantes fuentes de recursos para las aves. En invierno, estos ambientes son capaces de amortiguar la fuerte estacionalidad del clima (MARTINEZ & DELIBES, 1987).

No existe un conjunto de recomendaciones de manejo simples y universales para el mantenimiento de la diversidad, pero teniendo en cuenta que la estructura de la vegetación es importante (directa e indirectamente) en la distribución de las especies animales, y que además es controlable por los planificadores, se convierte en una importante herramienta de gestión de la biodiversidad (HOPKINS, 1990). Así, a la vista de los resultados obtenidos en este trabajo, además de resaltar la importancia de los cultivos en invierno, que además son hábitats de nidificación esenciales para un gran número de especies de aves de medios abiertos, como reconocen FALARDEAU & DESGRANGES (1991), es preciso hacer hincapié en la relevancia de los mosaicos heterogéneos que forman con los tomillares para la avifauna esteparia e invernante (SANTOS & TELLERIA, 1987), como ya se detalló antes. Por ejemplo, para la perdiz roja (*Alectoris rufa*), este tipo de ambiente es muy adecuado, utilizando los cultivos en primavera e invierno, y los tomillares en verano, donde encuentran insectos para alimentar sus pollos (LUCIO & PURROY, 1987), en la zona de estudio se encontró esta especie en los cultivos con parcelas abandonadas y en los tomillares. También es destacable la exclusiva presencia del alcaraván (*Burhinus oedicnemus*) en el mosaico cerealista con tomillares, como comentan SUAREZ *et al.* (1991). Además de la importancia del mantenimiento de estos me-

dios esteparios, es también necesario incitar a la conservación de las masas boscosas autóctonas, que pueden actuar como corredores, y como hábitats tampón en invierno, donde la diversidad faunística es alta y donde se pueden encontrar especies de indudable valor.

Pero a la hora de hacer recomendaciones sobre el mantenimiento de un tipo u otro de ambiente, no se puede olvidar la perspectiva espacial, especialmente en los paisajes en mosaico (como el que nos ocupa) donde la disposición espacial de los hábitats afecta directamente a las poblaciones. Determinar la importancia del nivel local frente al nivel paisaje, es un importante problema en Ecología, ya que las correlaciones entre las variables medidas dentro de los parches y a nivel paisaje pueden crear resultados ambiguos (PEARSON, 1993).

DISCUSION GENERAL

Según DELCOURT & DELCOURT (1988), las dos metas principales de los ecológos del paisaje son 1) evaluar los cambios en los patrones ecológicos y los procesos en los paisajes naturales a lo largo del tiempo, 2) determinar las consecuencias ecológicas de la transformación de los paisajes naturales a culturales. El objetivo de esta Tesis es comprender los efectos ecológicos del abandono de las tierras de cultivo en los patrones paisajísticos y en las especies que en ellos se desarrollan, estudiándose por lo tanto el paso de un paisaje cultural a natural. Su coherencia conceptual reside en que, en las dos partes de las que se compone, se analizan las variaciones de los objetos ecológicos según las escalas espaciales y temporales *(cf. fig. DG-1).* Se ha enfocado el estudio del fenómeno del abandono de tierras desde la perspectiva del hombre como agente modelador del paisaje *(parte I),* y de las aves como especies que viven en estos paisajes antropizados (*parte II).* En el primer caso, se ha seleccionado como nivel de estudio el mosaico de parcelas, en lugar del nivel parcela (que quizás sería más conveniente para su posterior relación con la segunda parte del trabajo), o la explotación (que ayudaría a comprender mejor porqué los agricultores abandonan sus tierras). Pero ambos niveles resultarían demasiado laboriosos, dadas las dimensiones de la zona de estudio y la excesiva parcelación y dispersión de las explotaciones.

Así, en la primera parte de la Tesis se estudia la evolución de las unidades paisajísticas (mosaicos de cubierta vegetal) y sus causas, a una escala de percepción sectorial (BLONDEL, 1986), en un municipio de 10000 Ha., durante los últimos 40 años; en la segunda, el análisis se realiza sobre la dinámica estacional de las poblaciones de aves a una escala local, de biotopo (BLONDEL, 1986), en espacios reducidos representativos de la sucesión ecológica desencadenada en las tierras retiradas de la producción. Por lo tanto, la primera parte trata de los cambios en el contexto paisajístico en el que pueden vivir las diferentes especies de aves, analizadas a distintas escalas tipológicas; la segunda parte aborda el conocimiento de cómo funciona el paisaje en su interior, a la tipología seleccionada como más adecuada para la comprensión del fenómeno en la *parte I,* poniendo en evidencia el hecho de que las variaciones de las comunidades orníticas pueden ser explicadas a la escala fina de los transectos, es decir, a las escalas más finas de la cartografía.

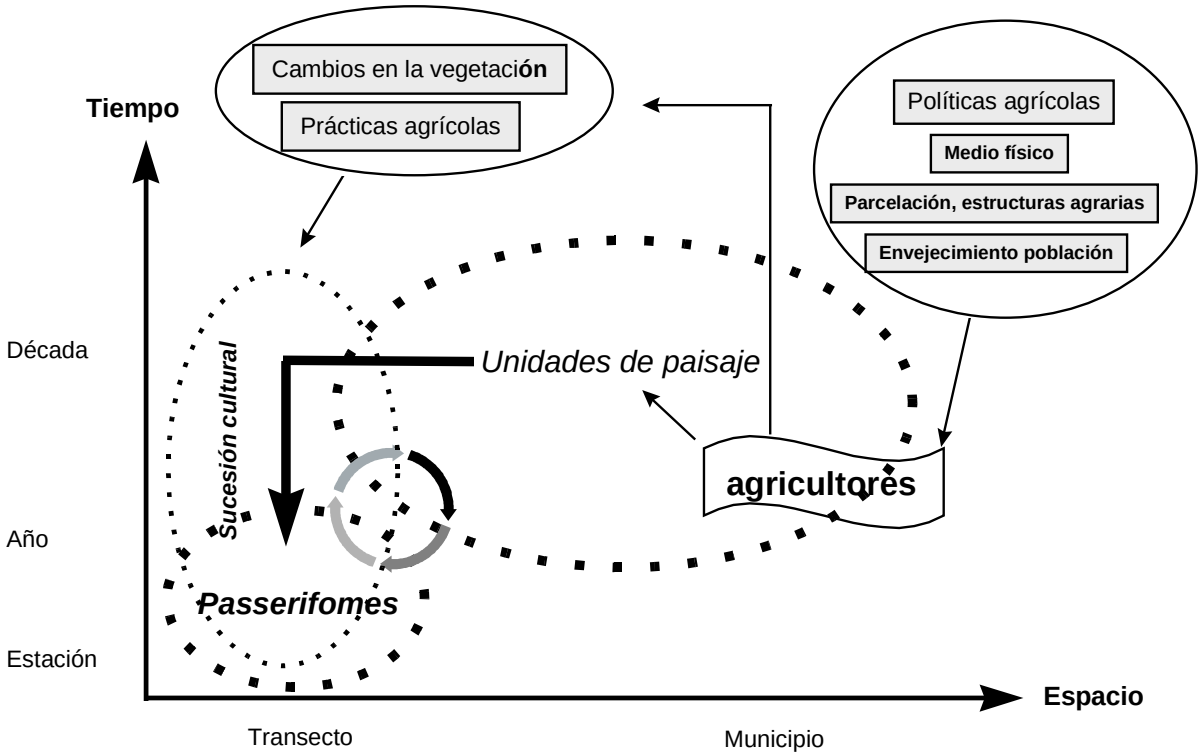


Fig. DG-1: En esta Tesis se consideraron varios niveles de estudio, a diferentes escalas espaciales (macro y micropaisaje) y temporales (variaciones estacionales, anuales, sucesionales). En el esquema se muestran los principales factores que intervienen en los cambios del paisaje.

Importancia de la escala ecológica en los análisis paisajísticos

Los primeros trabajos en la Ecología de las Comunidades de aves, estaban focalizados en los requisitos de los hábitats o en la micro-heterogeneidad. Más tarde, cuando se popularizó la Ecología del Paisaje, la atención se centró en la fragmentación, el aislamiento y la conectividad de hábitats (OPDAM *et al*., 1985; FREEMARK & MERRIAM, 1986; VAN DORP & OPDAM, 1987; LORD & NORTON, 1989; LOMAN & VON SCHANTZ, 1991; SAUNDERS *et al*., 1991; HANSEN *et al*., 1992; WIENS, 1994). Sólo desde mediados de los años 80, los estudios de avifauna han intentado considerar ambas escalas espaciales (p.e. FORD, 1987; BELLAMY *et al.*, 1996), pero éstos se han centrado principalmente en las especies forestales. Aún existe una notoria necesidad de comprender los requerimientos de las especies a escala local, las características importantes del paisaje a gran escala, y cómo éstas dos interaccionan con los usos agrícolas. La importancia que la Ecología del Paisaje ha dado al *espacio* es tal, que ha ensombrecido el interés por el *tiempo*, debido en parte a la dificultad para incorporarlo en los análisis paisajísticos (GOLLEY, 1987), y por la *resolución tipológica*, apenas tratada en este tipo de estudios. Por eso, en este trabajo se ha hecho más hincapié en las escalas temporal y tipológica, y en la consideración del espacio como dos niveles de estudio (macro y micropaisaje), ya que al estudiar grandes unidades paisajísticas, el efecto de la talla en las poblaciones queda eliminado.

La teoría ecológica espacial se centra en la escala, los patrones de dispersión y la dinámica de las manchas del paisaje (FORMAN, 1990).

La toma en cuenta de la *heterogeneidad espacial* en la Ecología del Paisaje, ha llevado los problemas de *escala* al corazón de la investigación ecológica (MEENTEMEYER & BOX, 1987). Para MEEUS (1995) los dos grandes grupos de problemas que afectan a los paisajes están en relación con el espacio y el tiempo. El primer grupo concierne a la disminución de la heterogeneidad en muchas partes de Europa, lo que supone un problema para la diversidad biológica, para la preservación de hábitats y especies, y también desde el punto de vista estético, de atracción por ciertos paisajes. El segundo grupo es relativo a los efectos ambientales de los cambios en los paisajes en el tiempo, y se refiere, por ejemplo, a la erosión y la contaminación del agua.

Los paisajes son dinámicos. Los cambios en los tipos de manchas son debidos no solamente a cambios en la composición de especies, si no también a las disturbancias (p.e. fuego o enfermedades) y a las actividades humanas (cambios de usos de las tierras y de las prácticas agrícolas) (BAUDRY *et al.,* 1993). El estudio dinámico del paisaje se realiza mediante una gran diversidad de aproximaciones que se resumen en dos tendencias: la aproximación reduccionista y la holística. El desarrollo de la Ecología del Paisaje contribuye a la *teoría holística* porque describe conjuntos jerárquicos de organismos y sociedades en la Tierra como un sistema total (NAVEH & LIEBERMAN, 1984; ZONNEVELD, 1989; VOS & STORTELDER, 1992). Por su parte, el *reduccionismo* considera que la respuesta global del paisaje puede ser deducida de la suma o integración de los procesos elementales que actúan sobre el mismo, y se centra en las escalas finas (MEENTEMEYER & BOX, 1987). Este último tipo de aproximaciones resulta útil para comprender procesos relativamente simples, pero cuando se trata de integrarlos en sistemas complejos suelen fallar, ya que es imposible considerar todas las interacciones y se acumulan errores en la propia integración.

La llamada *globalización* (o cambio global) es la degradación ambiental debida a causas directas o indirectas originadas a nivel global, y está modificando progresivamente las escalas de cambio espacial y temporal. Esto implica modificaciones en el diseño de las aproximaciones en la investigación, aquí la *teoría de la jerarquía* juega un papel principal (DI CASTRI & HANSEN, 1992). Los métodos de integración de diversas escalas espaciales y temporales juegan un importante papel en el dominio de la Ecología y del Medio Ambiente. Es necesario poder predecir los efectos de los cambios realizados por el hombre a escalas espacio-temporales precisas en todos los compartimentos del sistema, es decir a corto, medio y largo plazo (los sistemas agrícolas reaccionan esencialmente ante cuatro escalas temporales: mes, año, década y siglo (BAUDRY & BUREL, 1997)), y a una escala espacial local, media y muy grande (AUGER & FAIVRE, 1992). La metodología de análisis de los paisajes como sistemas jerárquicos es una herramienta útil para la Ecología del Paisaje, ya que proporciona un conocimiento operacional de las interdependencias entre los elementos del sistema, sin necesidad de conocer todos los datos específicos de cada sitio (HABER, 1990).

Los S.I.G. son herramientas de gran valor en el diseño de análisis del paisaje. En este trabajo se utilizaron fotografías aéreas, pero, lógicamente, los controles de los cambios de uso de suelo a nivel nacional, o a escala europea, pueden ser realizados de forma efectiva únicamente a través de sensores remotos de satélite. Si el objetivo es controlar los efectos de los cambios en la política agraria sobre los aves, se necesitan modelos predictivos para escalas espaciales amplias. Relacionar la cantidad y distribución de la avifauna con la información de los cambios de uso que proporcionan las imágenes de satélite, no es en principio una tarea difícil (SADER *et al.,* 1991). Algunas investigaciones se han llevado a cabo para modelizar las relaciones entre aves y la dinámica estructural de los paisajes agrícolas (BALENT & COURTIDAE, 1992). Sin embargo, se han realizado pocos estudios sobre cómo modelizar los efectos de la política agraria y los consiguientes cambios en los usos del suelo en la vida salvaje a escala nacional o continental.

Para muchos problemas a gran escala, la prospección de los cambios ambientales por sensor remoto sobre grandes unidades espaciales abre nuevas posibilidades para el conocimiento de procesos continentales y globales (O'NEILL *et al.,* 1988). Así mismo, la Ecología Regional (FORMAN, 1995 a,b) que actualmente se está desarrollando como un nivel superior a la Ecología del Paisaje, podría ser un marco teórico adecuado para la resolución de los problemos ecológicos a gran escala.

Cambios de usos de las tierras: Implicaciones en la diversidad paisajística y biológica

La diversidad paisajística generalmente se incrementa al aumentar la escala geográfica, pero los factores que contribuyen a este incremento no son los mismos a todas las escalas (WIENS, 1981). A nivel local, el hombre cambia las especies vegetales dominantes, la estructura de la vegetación, y las características de los ecotonos entre los parches de vegetación. A nivel regional, puede alterar los usos de las tierras, la localización de las teselas en el mosaico, y las características de los ecotonos entre mosaicos. Pero no sólo la dimensión espacial es importante en las variaciones de la diversidad; ROSENZWEIG (1995) recalca la necesidad de estudiar los patrones estacionales de este parámetro. Así mismo, analizar el pasado y presente de las actividades humanas es esencial para el conocimiento de los patrones paisajísticos (LEPART & DEBUSSCHE, 1992). Existen por tanto fuertes relaciones entre la Biodiversidad y los procesos ecológicos al nivel del paisaje. Estos nexos se establecen a diferentes escalas temporales y espaciales, siendo las especies las mejores indicadoras de las características ambientales a nivel local, mientras que los conjuntos de especies (como las comunidades y agregaciones) son los mejores indicadores para las dimensiones espacio-temporales más grandes (DI CASTRI & YOUNES, 1990). La integración de los componentes históricos y espaciales de la diversidad con la biología de las poblaciones y la ecología de las comunidades, construye ideas más adecuadas acerca del mundo real (BLONDEL & VIGNE, 1993).

Los cambios de usos del suelo tienen serios impactos en las comunidades de plantas y animales (HANSEN *et al.*, 1992) y en los sistemas ecológicos a gran escala (O'NEILL *et al*., 1996), debido a la fragmentación del paisaje, la eliminación e introducción de especies y la alteración de los nutrientes y ciclo del agua (OJIMA *et al.,* 1994). Estos cambios del paisaje, son a veces muy rápidos, y en España, como en muchos países de Europa, pueden correlacionarse con los cambios políticos, particularmente con la entrada en la Comunidad Europea. Las poblaciones de muchas especies de aves en Europa han sido profundamente influenciadas por la política agraria y los cambios en los usos del suelo (HOUSDEN *et al*., 1991; PAIN & PIENKOWSKI, 1997) en dos direcciones opuestas, intensificación y marginalización (MEEUS, 1995).

Las políticas nacionales e internacionales estimulan que los paisajes se vuelvan cada vez más dicotómicos. Mientras que en unas áreas se promociona la dinámica sucesional de las tierras abandonadas, en otras se busca el máximo de producción, reduciéndose lo máximo posible los azares naturales (LEPART & DEBUSSCHE, 1992). En primer lugar, la *intensificación*, los monocultivos y la irrigación han hecho desaparecer las prácticas tradicionales de las explotaciones, dando lugar a una pérdida en la diversidad de hábitats (especialmente los bosques extensivos residuales de los paisajes agrícolas, cada vez más fragmentados, ver p.e. FREEMARK & MERRIAM, 1986) y por tanto en la diversidad de las especies de aves (O'CONNOR & SHRUBB, 1986; DIAZ *et al*., 1993). Contrariamente, BUREL *et al.* (1998) concluyen que la intensificación de la agricultura no conduce necesariamente a una disminución de la riqueza específica animal y vegetal, y que se producen diferentes respuestas según los grupos estudiados (p.e. descenso de las aves nidificantes). GONZALEZ-BERNALDEZ (1989) comenta como principales efectos negativos de la intensificación, la disminución de la Biodiversidad y además, el uso abusivo de las aguas, la contaminación hídrica y atmosférica, y la erosión del suelo. En segundo lugar, el paisaje agrícola ha sido *abandonado* por razones políticas o sociales cuya influencia es interpretada de forma contradictoria por los distintos autores. Para WATSON & RAE (1997), en Inglaterra, provoca una diversificación de hábitats cuyo efecto sobre la avifauna es a menudo beneficioso. En cambio para FARINA (1995, 1998), en Italia, produce una desaparición o reducción la diversidad cultural creando un paisaje monótono que puede conducir a la desaparición de muchas especies de plantas y animales; así mismo, para BAUDRY *et al.* (1996) puede suponer una pérdida de riqueza específica, y no constituye una medida susceptible de restaurar la Biodiversidad. Para TELLA *et al*. (1998), ambos, intensificación y abandono, son negativos para especies como el cernícalo primilla, y probablemente para otras especies esteparias de interés conservacionista, ya que su coevolución a lo largo de miles de años, las hace depender de los agrosistemas tradicionales activos. Esta dicotomía en el efecto del abandono sobre las aves puede ser debida a que, en el Norte de Europa el origen de las especies orníticas es el bosque, y en Sur, las aves son de medios abiertos, de estepas. Entonces, en los países mediterráneos, los cultivos son imitadores de los hábitas naturales, siendo por lo tanto su pérdida negativa. Paralelamente, en el Norte de

Europa, la recuperación de los hábitats forestales propiciada por el abandono de la agricultura es positivo. La zona de estudio, el municipio de Chozas de Abajo se encuentra en el límite bioclimático entre las regiones Eurosiberiana y Mediterránea, sería por lo tanto un caso intermedio, encontrándose especies originarias de ambas comunidades: aves de bosque y de estepa.

En general, la intensificación produce descensos localizados en la diversidad de hábitat, mientras que el abandono a pequeña escala (parcelas dispersas espacialmente) inicialmente aumenta la heterogeneidad espacial, pero en un estado más avanzado, cuando se generaliza en la región, produce una homogeneización del paisaje (BAUDRY & BUNCE, 1991; BAUDRY & ACX, 1993). A una escala amplia, la diversidad de conjunto (gamma) puede ser la misma para paisajes caracterizados por intensificación o por abandono, pero la clasificación de unidades en su interior es muy diferente. La cuestión crítica es que, tanto la intensificación como el abandono forzados a través del incentivo político, no son realizables en una vía «coordinada». No hay un plan que indique dónde pueden o no abandonarse las tierras, no hay un diseño para el paisaje. El abandono de tierras y la intensificación, normalmente, generan cambios desordenados en el paisaje. Sin embargo, estudios ecológicos han mostrado que la distribución espacial de los elementos del paisaje pueden ser cruciales para el funcionamiento del sistema, y que muchas especies dependen en sus ciclos anuales de un paisaje global y no sólo de las zonas de vegetación natural (SUAREZ *et al.,* 1991).

La ocupación en el pasado también juega un papel importante en la dinámica del paisaje, y por consiguiente en las especies que en él se desarrollan. Así, las últimas masas forestales roturadas para el cultivo son las primeras en ser abandonadas. La calidad del suelo explica una parte de las estructuras paisajísticas, pero los mecanismos sociales o técnicos (cambios en la agricultura) no se abordan más que de forma resumida en este trabajo. Su profundización sólo puede ser hecha por los investigadores pertenecientes al campo de la Agronomía o de las Ciencias Sociales. Se trata de un punto esencial: La comprensión de los mecanismos ecológicos en el seno de los paisajes no puede ser adquirida más que mediante aproximaciones interdisciplinares. Este conocimiento es indispensable para entender la dinámica paisajística y ecológica, y a la vez para definir y elaborar planes de gestión de los paisajes y las especies.

Política agrícola Común. Abandono y extensificación

Muchos de estos cambios son dirigidos por la política de la Unión Europea, y sus efectos se han extendido rápidamente en sus actuales límites. Además, muchos de los países de Europa del Este que quieren adherirse a la Comunidad Europea, serán también pronto regidos por la Política Agrícola Común o su sucesora. La P.A.C. desde su nuevo contexto filosófico y pragmático, trata de integrar el Medio Ambiente en todos sus programas y normas. Tradicionalmente, la agricultura ha contribuido en gran medida a la creación y a la conserva-

ción del medio natural, permitiendo conservar determinados equilibrios en una economía moderna fuertemente industrializada y urbanizada. No obstante la revolución tecnológica introducida en la agricultura ha modificado las prácticas del cultivo con ciertos perjuicios para el Medio Ambiente. Así, las orientaciones recientes desaconsejan la superproducción favoreciendo la agricultura extensiva, a la vez que tratan de modernizarla (M.O.P.U., 1990). Para GONZALEZ-BERNALDEZ (1989), parece más razonable defender y potenciar usos que se revelan ambientalmente favorables y que ya existen (aunque confrontados con la competencia de los sistemas intensificados), que acudir a extensificar los sistemas que les hayan sustituido tras su desaparición. No se trata del mantenimiento de sistemas arcaizantes, ni de volver a épocas pretéritas, sino de aprovechar los valiosos usos tradicionales de nuestros suelos. En resumen, forzar a los sistemas intensivos a hacerse un poco más extensivos, sería la política más adecuada en el actual contexto socioeconómico y ambiental (MARTINEZ, 1992; TELLA *et al*., 1998).

Problemas de conservación de la avifauna en los paisajes agrícolas abandonados

A continuación se discuten los problemas de *conservación del paisaje* tal y como pueden presentarse en la zona de estudio.

Las estepas son un buen ejemplo de un hábitat importante para las aves que ha sido sometido al cambio. En Europa, han sido identificadas como una de las mayores prioridades de conservación tanto por el valor de su Biodiversidad, como por el de sus paisajes culturales. Por ejemplo, *Birdlife International* ha establecido en su informe *Habitats for Birds in Europe (*1998) que estos hábitats sostienen un elevadísimo número de especies de aves prioritarias a nivel europeo (173), de las cuales 120 tienen un status de conservación desfavorable. Pero la extensión de estepas interesantes en Europa por su Biodiversidad está subestimada; así el *Dobris Assessment* (1995) sugiere una figura de sólo unos 60000 km^2, en comparación con los 743000 km^2 de pasto permanente y 1.28 millones de km^2 de cultivos que aparecen en el mismo informe. En España, los hábitats esteparios constituyen uno de los principales paisajes, y son el resultado de actividades humanas muy antiguas (deforestación, fuego, pastoreo), pudiendo diferenciarse dos tipos: los cultivos de secano y estepas de matorral ("shrub-steppes") (DE JUANA *et al*., 1988). Han sido incluidas en la Ley de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre, de 27 de Marzo de 1989 (*en* SUAREZ *et al*., 1991), como uno de los sistemas naturales españoles representativos de paisajes a conservar. El valor de estas áreas en el contexto de la Unión Europea es muy importante para las aves, ya que algunas de las poblaciones europeas de las especies más comunes ligadas a las estepas se encuentran únicamente en la Península Ibérica, o tienen aquí sus principales poblaciones (p.e., alcaraván y sisón, presentes en la zona de estudio) (DE JUANA *et al*., 1988).

La evolución brutal del paisaje observada entre 1983 y 1995, ha permitido una extensión de los hábitats favorables a las aves esteparias, en particular el desarrollo del mosaico de

cultivos con tomillares. Sin embargo, este estado no puede ser más que transitorio, ya que las nuevas formas de ocupación del suelo resultan del abandono de tierras y no de nuevos modos de gestión. Si la tendencia continuase igual, las sucesiones vegetales evolucionarían hacia los estadios forestales, los cuales tienen también un interés biológico. Del mismo modo, el estado de matorral abierto después del abandono parece muy interesante en el plano ecológico para las aves, por los elevados valores de riqueza y abundancia de aves nidificantes que presenta (BAUDRY & ACX, 1993). Entonces, puede haber una elección en la conservación a condición de que estos espacios sean gestionados, pero ¿por quién? Existe el riesgo de que la extensión y el desarrollo incontrolado de la vegetación leñosa se acompañe de incendios y de una aceleración en la disminución de utilización de las tierras, y por lo tanto, de una degradación de la vida económica y social, aunque SUAREZ *et al*. (1991) comentan que el abandono de los cultivos y la recuperación de un estrato arbustivo más o menos denso, producen un descenso en la erosionabilidad, tanto eólica como hídrica. Este aspecto de la evolución de los paisajes está fuera del propósito de esta Tesis, pero no debe ser olvidado.

Pero la ocupación del suelo (p.e. agricultura, abandono, bosque) no es la sola variable de control que puede explicar la variación de las comunidades de aves. El tipo de uso agrícola, y por lo tanto cantidad de alimento disponible, parece ser también un factor importante. En la zona de estudio, son los cereales de invierno quiénes constituyen el grueso de este uso, y ésto implica que en invierno el suelo está casi desprovisto de vegetación. En particular, las semillas de las «malas hierbas» de los cultivos quedan enterradas por el laboreo y no pueden ser utilizadas por las aves. En un sistema a base de cultivos de primavera, la vegetación del verano precedente puede quedar durante todo el invierno. La optimización de las técnicas de mínimo laboreo (“labranza cero” o “siembra directa”) suponen una buena forma de preservación de las aves esteparias. Estas técnicas consisten en efectuar el mínimo de operaciones para preparar un lecho de siembra que permita el desarrollo del cultivo a implantar, para lo que se utilizan máquinas diseñadas para localizar y tapar la semilla sin remover el suelo.

Durante las últimas décadas, las prácticas agrícolas en las pseudoestepas europeas han sufrido fuertes cambios, los márgenes entre campos y los sistemas de barbechados han tendido a desaparecer, mientras se incrementaba el uso de biocidas. Estas tendencias se aceleraron con la puesta en marcha de la P.A.C. Sus efectos negativos sobre la vida silvestre han determinado que la UE adoptara políticas más compatibles con la conservación del medio (TELLA *et al*., 1998). Para la conservación de la Naturaleza en España, y concretamente para la protección de las aves, en las zonas donde se sostiene una agricultura intensiva, resulta urgente el mantenimiento de eriales, barbechos y ecotonos no cultivados, un uso menor de compuestos químicos y una planificación más racional de los regadíos (MARTINEZ & PURROY, 1993).

Es también importante tener en cuenta que las especies de aves migratorias estivales seleccionan de nuevo hábitats reproductivos cada primavera. Por lo tanto, puede esperarse que los efectos de los cambios de usos de las tierras (como p.e. el abandono) en los migrantes sean muy diferentes a sus impactos sobre las residentes.

En Gran Bretaña, tras un importante declive de la avifauna en los últimos tiempos, la introducción de barbechos en el cuadro del programa europeo de retirada de tierras («set aside») ha provocado un incremento parcial de las poblaciones (*cf.* discusión *parte II*). Es necesario remarcar que en el caso de la retirada de tierras se trata de un abandono temporal, controlado por los cultivos, entonces hay una gestión por parte de los agricultores. El barbecho rotacional supone una extensificación de la producción, no es realmente un abandono como tal, aunque si el barbecho es fijo, entonces ya comienzan a aparecer las leñosas. Por otra parte, en los países de la periferia de la UE, como p.e. España, Grecia o Italia, los sistemas extensivos, a pesar de su escasa rentabilidad económica, son de gran valor ecológico. El abandono de la actividad agraria supondría la pérdida de los mejores hábitats seminaturales de la Comunidad Europea.

Es destacable que en las áreas donde el terreno agrícola supone un excedente, los tomillares se pueden regenerar durante las primeras etapas del abandono de tierras, siendo un buen ejemplo de un uso del suelo en el cuál la agricultura puede coexistir con elevados valores escénicos y naturales. Esto tiene un significado particular en el contexto de la Biodiversidad, ya que actualmente existe una tendencia al alejamiento de la conservación de la Biodiversidad *per se* hacia el uso sostenible de sus componentes (*The Way Forward Beyond Agenda 21,* 1997). En ausencia de herbívoros salvajes, los sistemas de explotación extensivos pueden servir como sustitutos indispensables en la regulación de los sistemas naturales. De este modo, no es necesario pensar en términos de agrosistemas de *reemplazo* para la conservación de la Biodiversidad de las estepas, sino en la integración de los elementos ecológicos adecuados en una vía sostenible.

Las principales amenazas para los 2.5 millones de Ha. de paisajes esteparios en buen estado de conservación que aún quedan en España (distribuidas por Castilla-La Mancha, Castilla-León, Extremadura y Aragón), y cuyo valor se ha discutido ya en la segunda parte de esta Tesis son: el abandono de la ganadería (que es el uso tradicional más rentable y aconsejable de los páramos) y de los cultivos marginales, además de las repoblaciones en las tierras de cultivo abandonadas (subvencionadas por la P.A.C), la intensificación agrícola (concentración parcelaria e implantación de regadíos), y especialmente la fragmentación, que puede llevar al aislamiento de ciertas poblaciones por debajo de su umbral mínimo necesario, lo que llevaría a su extinción. Esto último amenaza ser catastrófico, pudiendo causar un aumento de la erosión, una destrucción del escaso suelo existente y la desaparición de la fauna esteparia (*cf.* SUAREZ *et al.,* 1991).

Cuando el abandono está muy diseminado en el espacio, es difícil intervenir. Una opción para el mantenimiento de estas tierras retiradas de la producción para evitar el retorno al estado arbóreo (no siempre deseado), es el pastoreo con razas autóctonas; para RINCON & VALVERDE (1992) una posible alternativa es la repoblación adehesada con especies autóctonas, con uso ganadero; y para SANCHEZ (1995), repoblaciones con formaciones arbustivas

o herbáceas, que acelerarían el proceso de sucesión y que son además muy importantes en los paisajes mediterráneos.

Para reorganizar el territorio es necesario en primer lugar, inventariar las tierras abandonadas para su localización y cuantificación, de forma que estos espacios sean gestionados en su conjunto, como sistemas enteros (SANCHEZ, 1995). Además sería conveniente sustituir la zonación actual del espacio (agrícola, protegido, etc.) por la noción de espacio rural, susceptible de acoger múltiples actividades (apicultura, cultivo de especies medicinales y aromáticas, creación de granjas-escuela, etc) y ofrecer servicios colectivos alternativos a la agricultura marginal que eviten el despoblamiento de estas áreas (BAUDRY & ACX, 1993; SANCHEZ, 1995).

El balance ecológico del abandono puede ser positivo o negativo, dependiendo de 1) la tasa de boscosidad inicial del paisaje, 2) el estado inicial del medio, 3) los grupos de especies vegetales y/o animales estudiados, 4) la estructura del paisaje, 5) la amplitud del abandono (BAUDRY & ACX, 1993). El abandono bien gestionado puede representar una oportunidad para el desarrollo de formas de gestión más respetuosas con el Medio Ambiente, pudiendo conducir a la creación de hábitats favorables para especies animales y vegetales raras o protegidas y permitiendo reducir la fragmentación de los bosques, al retornar al estado arbóreo. Sus principales consecuencias negativas pueden ser el riesgo de erosión (dependiendo de las prácticas culturales anteriores) y de incendio, el fracaso económico, el sentimiento de frustración por parte del agricultor, el deterioro social, la pérdida de la herencia cultural rural o el impacto visual negativo (GOLLEY, 1991; BAUDRY & ACX, 1993).

Paisaje y desarrollo sostenible

En Europa los paisajes representan una rica herencia de valores culturales y naturales. La paradoja de la conservación del paisaje es que a veces se valoran los paisajes heredados del pasado, aún cuando no son más que un mero reflejo de anteriores patrones de uso de la tierra y actividades económicas. Esto podría suponer un objetivo irreal de preservación de patrones económicos antiguos. Como esta política es inaceptable, se deben integrar conservación del paisaje, manejo y desarrollo. La conservación del paisaje debe ser complementada por políticas que controlen los principales factores de cambio del paisaje. El paisaje podría ser tratado entonces como un recurso ambiental y un factor integrante en el proceso de desarrollo sostenible (MEEUS, 1995).

A lo largo de la historia, el Medio Natural ha sido visto como un recurso explotable. Sin embargo, la actitud hacia la Naturaleza ha cambiado profundamente cuando los efectos negativos de la economía industrial se han vuelto más catastróficos. La creciente importancia dada en los últimos años a la conservación de la Biodiversidad en el mundo, es un buen ejemplo del cambio de valores culturales (ROOKWOOD, 1995). Las dos crisis a las que el mundo

se enfrenta en la actualidad, la degradación ambiental y el deterioro económico, están interrelacionadas. El exceso de desarrollo desperdiciado en los países ricos, y la falta de progreso y la pobreza en los otros países, producen efectos destructivos en el Medio Ambiente. A la inversa, la lucha contra la degradación de los recursos naturales representa la principal obligación en un desarrollo más equitativo y sostenible. Por tanto, Ecología y Economía deberían involucrarse en proyectos más integrados e interactivos (ver también FORESTER & MACHLIS, 1996).

El modelo de desarrollo sostenible parte de la idea de que la dimensión ambiental forma parte integrante del proceso de desarrollo. Se trata de lograr crecimiento y eficiencia económica, garantizando la equidad social a través de la solución de las necesidades básicas de la población, sobre la base del funcionamiento estable y la eficiencia ecológica de los sistemas ambientales. Sin embargo, el discurso del desarrollo sostenible no es homogéneo, está permeado por diferentes interpretaciones político-ideológicas, pero todas ellas coinciden en la consideración del Medio Ambiente como un elemento estructural de la Civilización. El *paisaje sostenible* sería un lugar en el que las comunidades humanas, el uso de los recursos y la capacidad de carga se podrían mantener a perpetuidad (cf. RODRIGUEZ, 1997). La relación entre las aspiraciones humanas y la integridad ecológica es por tanto, un tema destacado dentro del desarrollo sostenible (FORMAN, 1990). En Europa, deben desarrollarse políticas más sensibles al desarrollo de medidas de conservación dirigidas hacia el mantenimiento de la riqueza de los paisajes, hábitats, vida salvaje y comunidades rurales tradicionales (CURTIS *et al*., 1991). La agricultura sostenible presenta tres componentes: ecológico, económico y social (*cf.* GIAMPIETRO, 1997) siendo respetuosa con el Medio Ambiente en el más amplio sentido de la palabra, ya que no sólo pretende respetarlo sino mejorarlo, permitiendo siempre su recuperación frente a la agresión del hombre en su actividad productiva. Es necesario recuperar el equilibrio perdido entre la agricultura, la ganadería, la gestión silvícola, la extensificación, las rotaciones de los cultivos y la genética local, fomentando la vida rural y valorando socialmente el papel del agricultor/ganadero. La agricultura europea debe ser más sostenible para poder mantener un equilibrio social y ecológico aceptable (MARTINEZ & GROVES - RAINES, 1992).

Biología de la Conservación y Ecología del Paisaje

Para el conocimiento del cambio global, los científicos deben dar más importancia al contexto social (cultural, político, demográfico y económico) que influencia el impacto humano en el ambiente (OJIMA *et al*., 1994). La Ecología y las disciplinas ambientales asociadas son, cada vez más, las ciencias soporte para el manejo de los ecosistemas (CARPENTER, 1996). La gran paradoja de la actual crisis ambiental es el gran vacío entre la acumulación creciente de conocimiento del Medio Ambiente por un lado, y la falta de aplicabilidad de los resultados de las investigaciones, por otro.

Estos problemas están actualmente en la agenda política como concernientes a la verdadera seguridad de los países individualmente y la evolución de la humanidad en su conjunto (DI CASTRI & HANSEN, 1992). La conservación y el manejo en el futuro deben estar basados en el compromiso entre los paisajes percibidos por hombres y organismos, y las escalas.

La Biología de la Conservación ha centrado su interés en los procesos de extinción en poblaciones muy escasas; la Ecología del Paisaje tiene la oportunidad de proveer un conocimiento básico sobre el funcionamiento ecológico de tales poblaciones y comunidades en ambientes naturales y derivados (HANSSON & PER ANGELSTAM, 1991). La planificación del paisaje es un proceso que persigue la conservación de la Biodiversidad (ROOKWOOD, 1995). Para FORMAN (1990) y NAVEH (1994) el paisaje es una escala espacial óptima para la planificación y manejo de un Medio Ambiente sostenible, y la estabilidad del mosaico es un punto clave para el desarrollo sostenible. La estabilidad de los paisajes es un problema de escala; así los paisajes a gran escala muestran pequeños cambios, mientras que a pequeña escala estas variaciones ocurren rápidamente. Los mecanismos de autorregulación del paisaje pueden mantener la forma del paisaje durante bastante tiempo, pero ésto depende del contexto geográfico (FARINA, 1998).

Hay dos tendencias opuestas en Biología de la Conservación: 1) incrementar el énfasis en la autoecología y la viabilidad de las poblaciones de las especies individualmente, 2) aumentar el énfasis en las comunidades, ecosistemas, paisajes y regiones como unidades de conservación. La cuestión es ¿Qué aproximación conservaría más diversidad a más corto plazo? Quizás la respuesta es que no hay una mejor escala a la que poner en práctica la Biología de la Conservación, y que la estrategia debería dirigirse a múltiples niveles de organización (NOSS, 1990). Para LAWTON (1997) la pregunta clave es ¿Qué queremos conservar y por qué? Una respuesta simple es que queremos reducir o eliminar los impactos de los humanos sobre, al menos, una parte del globo, y conservar remanentes de “lo natural”. Este autor considera que la Ciencia de la Conservación paraliza el brusco final del caos global, y ofrece alguna esperanza de minimizar la destrucción. Es interesante tener en cuenta que la pérdida de Biodiversidad incluye no solamente la extinción de las especies, si no también el cambio en la mezcla de especies y ecosistemas que resultan de la actividad humana (ver FOLKE *et al*., 1996). La preservación de la Biodiversidad es esencial para la estabilidad de los ecosistemas, de forma que los éstos sean resistentes a las disturbancias y tengan una buena capacidad de recuperación (TILMAN & DOWNING, 1994; TILMAN, 1996). Además, la vida humana depende para su supervivencia de la Biodiversidad, Naturaleza y sistemas ecológicos que están incluidos en los paisajes y la Biosfera (WEAVER & KIM, 1994).

La *fragmentación* de los paisajes es la principal fuerza causante de la reducción de la diversidad, así como la *fragmentación* de responsabilidades entre las instituciones competentes en la materia. Es necesario un marco legal coherente para la protección de la integridad ecológica (KARR, 1994).

CONCLUSIONES

PRIMERA: La utilización de tres escalas de detalle en la descripción de las unidades paisajísticas, evidenció la importancia del efecto de la resolución tipológica en los resultados obtenidos. Así, una escala demasiado fina, dificulta la verdadera comprensión del fenómeno y supone una excesiva laboriosidad en el tratamiento de los datos; paralelamente, una tipología muy grosera, elimina demasiada información.

SEGUNDA: En el ayuntamiento de Chozas de Abajo, se observó una fuerte dependencia de los patrones paisajísticos de la escala temporal, de forma que el primer período de estudio (1956-83) estuvo marcado por la intensificación agrícola, y el segundo (1983-95), por el abandono de tierras, siendo este último lapso el que presentó un cambio anual más importante. Es necesario tener en cuenta que al considerar intervalos demasiado largos, el paisaje puede haber sufrido transformaciones intermedias no detectadas.

TERCERA: En la zona de estudio la heterogeneidad aumentó siempre con la escala espacial (tanto resolución como extensión), con la complejidad tipológica y con el tiempo. Es decir, el paisaje fue diferente no sólo a escala global, si no también a todas las resoluciones espaciales y tipológicas. Sin embargo, parece existir una cierta homogeneidad interna, ya que se observaron patrones similares de evolución de este parámetro con la escala espacial. La diversidad y la uniformidad también se incrementaron con la complejidad tipológica al aumentar el número de unidades de paisaje; por contra, la redundancia, que es una medida del orden en un patrón, disminuyó. La variación de estos parámetros en el tiempo fue escalo-dependiente de la tipología, ya que se encontraron distintos resultados entre la tipología A (la más compleja), y las más sencillas (B y C).

CUARTA: El municipio de Chozas de Abajo se organizó jerárquicamente en respuesta a los cambios de utilización de las tierras. Se observó un mayor cambio medio anual en el paisaje para niveles de organización superiores, lo que es inhabitual en relación a la Teoría de la Jerarquía. Esta inversión de la velocidad es debida a que las transformaciones son muy importantes y se producen siempre en la misma dirección, sin vuelta atrás, sin compensacio-

nes. Se encontraron claras dependencias de la escala espacial para todas las tipologías al tamaño de grano 1135x1135m., y débiles para las tipologías B y C, al grano 825x825m. Así mismo, sólo se detectaron dependencias de la escala temporal para las tipologías menos detalladas.

QUINTA: La aproximación pluriescalar posibilita el análisis conjunto de distintas situaciones en el espacio y en el tiempo. Este método tiene grandes aplicaciones en la Biología de la Conservación, ya que puede integrar el rango de escalas en que los organismos perciben el espacio en diferentes momentos del tiempo. Así mismo, permite evaluar integradamente las diferencias globales entre los paisajes y su estructura interna, e identificar las escalas pertinentes para el estudio de un fenómeno.

SEXTA: La identificación de los factores de organización del paisaje es compleja y necesita de una aproximación pluridisciplinar. En la zona de estudio, se observó una redundancia de los cambios de usos con los tipos de suelos y los aspectos geológicos. El envejecimiento y el descenso de la población, la excesiva parcelación, la baja rentabilidad de las explotaciones, la Política Agrícola Común y la proximidad a la ciudad, parecen ser los principales factores causantes del masivo abandono de las tierras. Para abundar en estas deducciones serían necesarios estudios agronómicos o sociológicos más detallados.

SEPTIMA: Durante las primeras etapas de la sucesión secundaria iniciada en las tierras abandonadas, se obtuvo un incremento de la riqueza florística, que disminuyó hacia las etapas forestales, en las que además, la complejidad vertical de la vegetación fue máxima.

OCTAVA: Los valores de riqueza, diversidad y uniformidad de la comunidad aviar aumentaron a lo largo del gradiente temporal de abandono definido, presentando en general mayores valores en primavera y paso migratorio primaveral. Sin embargo, la densidad mostró una trayectoria contraria, siendo más elevada en los medios abiertos y durante el invierno. Las variables del hábitat más explicativas de la estructura de la comunidad de aves fueron la complejidad vertical de la vegetación, su heterogeneidad espacial a lo largo del transecto, y la importancia del estrato vegetal menor de 0.5 m.

NOVENA: A lo largo de la sucesión ecológica, se observó un cambio de la composición específica de la comunidad de aves que fue mayor en invierno que en primavera para los medios abiertos, debido a los cambios en la vegetación, igualándose las diferencias estacionales en los medios forestales. Los tomillares procedentes del abandono de las tierras fueron beneficiosos para especies de *Passeriformes* esteparias como *Alauda arvensis, Calandrella brachydactyla, Melanocorypha calandra,* y *Oenanthe oenanthe.* Los medios forestales se caracterizaron por la presencia dominante de otro aláudido, *Lullula arborea*, además de páridos (*Parus major, P.caeruleus*), especialmente importantes en el matorral con arbolado, y sílvidos (*Regulus ignicapillus, Sylvia cantillans*) en el bosque maduro.

DECIMA: El cese total en la producción de los cultivos, conduce con el tiempo a una uniformización del paisaje a nivel local (de la parcela), y una mayor heterogeneidad a nivel sectorial (del paisaje). El abandono introducido de forma dispersa en el mosaico cultural, actúa como un elemento diversificador positivo para las aves a lo largo de todo el año. En cambio el abandono con continuidad espacial puede ser bueno para las aves nidificantes, pero no tanto para las residentes y/o invernantes al perderse los cultivos, esenciales para su alimentación. El mantenimiento de esta diversidad del mosaico es adecuada para una buena gestión del paisaje.

UNDECIMA: Los modelos de gestión de los paisajes deben ser específicos en función de las características peculiares del medio y de los objetivos planteados, abandonando la tradicional idea de modelos de aplicación generalizada, para así poder aprovechar las potencialidades de cada zona.

REFERENCIAS BILIOGRAFICAS

Allen, T. F. H., y Starr, T. B. (1982). “Hierarchy: Perspectives for ecological diversity”. University of Chicago Press, Chicago , Illinois.

Allen, T. F. H., O'Neill, R. V., y Hoekstra, T. W. (1987). Interlevel relations in ecological research and management: Some working principles from hierarchy theory. *Journal of Applied Systems Analysis* **14**, 63-79.

Allen, T. F. H., y Hoekstra, T. W. (1991). Role of heterogeneity in scaling of ecological systems under analysis. *En* “Ecological heterogeneity” (J. Kolasa y S. T. A. Pickett, eds.), pp. 47-68. Springer Verlag, New York.

Allen, T. F. H., y Hoekstra, T. W. (1992). “Toward a Unified Ecology”. Columbia University Press, New York.

Alonso, E. (1995). Litología y Geomorfología. *En* “Atlas del Medio Natural de la provincia de León”. I.T.G.E.-Diputación de León, León.

Auger, P., y Faivre, B. (1992). Applications à la dynamique des populations et des peuplements. *En* “Hiérarchies et échelles en ecologie” (P. Auger, J. Baudry y F. Fournier, eds.), pp. 243-283. Naturalia Publications.

Baker, W. L. (1989). A review of models of landscape change. *Landscape Ecology* **2**, 111-133.

Baldock, D., Beaufoy, G., y Clark, J. (1994). “The nature of farming. Low intensity systems in nine european countries”. WWF - Institute for European Environmental Policy - Joint Nature Conservation Committee, London.

Balent, G., y Courtiade, B. (1992). Modelling bird communities/landscape patterns relationships in a rural area of South - Western France. *Landscape Ecology* **6**, 195-211.

Baudry, J., y Baudry-Burel, F. (1982). La mesure de la diversité spatiale. Relations avec la diversité spécifique. Utilisation dans les évaluations d'impact. *Acta Oecologica/Oecologia Applicata* **3**, 177-190.

Baudry, J. (1985). Utilisation des concepts de Landscape Ecology pour l' analyse de l' espace rural. Thèse de Doctorat d' état, Université Rennes I, Rennes.

Baudry, J., y Merriam, H. G. (1987). Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. *En* "Proceedings of the 2nd International Seminar of IALE" (K. F. Schreiber, ed.), Vol. 29, pp. 23-28. Ferdinand Schöning, Münstersche Geographische Arbeiten.

Baudry, J. (1988). Structure et fonctionnement écologique des paysages: Cas des bocages. *Bulletin d' Ecologie* **19**, 523-530.

Baudry, J. (1991). Ecological consequences of grazing extensification and land abandonment: Role of interactions between environment, society and techniques. *Options Méditerranéennes. Série Séminaires* **15**, 13-19.

Baudry, J., y Bunce, R. G. H. (1991). Conclusion: Round table discussion. *Options Méditerranéennes. Série Séminaires* **15**, 141-143.

Baudry, J. (1992a). Introduction générale. *En* "Hiérarchies et échelles en ecologie" (P. Auger, J. Baudry y F. Fournier, eds.), pp. 9-18. Naturalia Publications.

Baudry, J. (1992b). Approche spatiale des phénomènes écologiques. Détection des effets d' échelle. *En* "Hiérarchies et échelles en ecologie" (P. Auger, J. Baudry y F. Fournier, eds.), pp. 157-170. Naturalia Publications.

Baudry, J. (1992c). Dépendence d' échelle d' espace et de temps dans la perception des changements d' utillisation des terres. *En* "Hiérarchies et échelles en ecologie" (P. Auger, J. Baudry y F. Fournier, eds.), pp. 101-113. Naturalia Publications.

Baudry, J. (1993a). Landscape dynamics and farming systems: Problems of relating patterns and predicting ecological changes. *En* "Ecology and Agroecosystems" (R. G. H. Bunce, L. Ryszkowski y M. G. Paoletti, eds.), pp. 21-41. Lewis Publishers, London.

Baudry, J. (1993b). "Ecologie et déprise dans l' Ouest de la France". Ministère de l' Environnement, France.

Baudry, J., y Acx, A. S. (1993). "Ecologie et friches dans les paysages agricoles". Ministère de l' Environnement, France.

Baudry, J., Thenail, C., Le Coeur, D., Burel, F., y Alard, D. (1993). Landscape ecology and grassland conservation. *En* "Grassland management and Nature conservation. Occa-

sional Symposium" (R. J. Haggar y S. Peel, eds.), Vol. 28, pp. 157-166. British Grassland Society. Aberystwyth.

Baudry, J., y Burel, F. (1996). De la haie au bocage: changement de perspective dans l'analyse écologique. *Dossier de la Revue de Geographie Alpine* **16**, 17-20.

Baudry, J., Alard, D., Thénail, C., Poudevigne, I., Leconte, D., Bourcier, J. F., y Girard, C. M. (1996). Gestion de la biodiversité dans une région d'élevage bovin: les prairies permanentes du Pays d'Auge, France. *Acta Botanica Gallica* **143**, 367-381.

Baudry, J., y Burel, F. (1997). Agricultural landscape dynamics: implications for species movements. *En* "Species dispersal and land use processes. Proceedings of the sixth annual IALE (UK) conference" (A. Cooper y J. Power, eds.), pp. 3-10, University of Ulster, Coleraine.

Baudry, J., Rodríguez, J. S., y Burel, F. (1997). Chloé pour Windows 95.

Baudry, J., Zhenrong, Y., y Cai, L. (1998). Landscape patterns changes in two subtropical Chinese villages as related to farming policies. *Critical Review in Plant Science* (*en prensa).*

Baudry, J. (*com. pers.*). Information theory and thermodynamics in landscape ecology.

Bauer, H. G., y Ranftl, H. (1996). The usage of rotational set-aside fields by birds. *Ornithologischer Anzeiger* **35**, 127-144.

Begon, M., Harper, J. L., y Townsend, C. R. (1995). "Ecología: Individuos, poblaciones y comunidades". Ed. española. Omega, Barcelona.

Bellamy, P.E., Hinsley, S.A. y Newton, I. (1996). Factors influencing bird species number in small woods in South-East England. *Journal of Applied Ecology* **33**, 249-262.

Benzécri, J. P. P. (1984). "Practique de l'analyse des données. Analyse des correspondences". Dunod, París.

Berg, A., y Part, T. (1994). Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* **17**, 147-152.

Bird Life (1988). Habitats for birds in Europe. Unpublished report. Bird Life International, Cambridge.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., y Hill, D. A. (1993). "Bird census techniques" 2°/Ed. BTO & RSPB. Academic Press, London.

Blondel, J., Ferry, C., y Frochot, B. (1973). Avifaune et végétation. Essai d'analyse de la diversité. *Alauda* **XLI**, 63-84.

Blondel, J. (1975). L' analyse des peuplements d' oiseaux, elements d' un diagnostic ecologique. *La Terre et la Vie* **29**, 533-589.

Blondel, J., y Cuvillier, R. (1977). Une methode simple et rapide pour decrire les habitats d' oiseaux: le stratiscope. *Oikos* **29**, 326-331.

Blondel, J., Ferry, C., y Frochot, B. (1981). Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology* **6**, 414-420.

Blondel, J. (1983). Practical and theoretical problems of bird censusing in a mosaic of mediterranean habitats. *En* "Censos de aves en el Mediterráneo" (F. J. Purroy, ed.), pp. 121-126. Universidad de León, León.

Blondel, J. (1985). Habitat selection in Island versus mainland birds. *En* "Habitat selection in birds" (M. L. Cody, ed.), pp. 477-515. Academic Press, New York.

Blondel, J. (1986). "Biogeografía y Ecología". Ed. española. Ed. Academia, S.L., León.

Blondel, J., y Farré, H. (1988). The convergent trajectories of bird communities along ecological successions in european forests. *Oecologia* **75**, 83-93.

Blondel, J., y Vigne, J. D. (1993). Space, time, and man as determinants of diversity of birds and mammals in the mediterranean region. *En* "Historical and geographical determinants of community diversity" (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.), pp. 135-146. Chicago University Press, Chicago.

Braun Blanquet, J. (1979). "Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales". Blume, Madrid.

Brown, V. K. (1991). Early sucessional changes after land abandonment: The need for research. *Options Méditerranéennes. Série Séminaires* **15**, 97-102.

Bunce, R. G. H. (1991). Ecological implications of land abandonment in Britain: Some comparison with Europe. *Options Méditerranéennes. Série Séminaires* **15**, 53-60.

Burel, F., y Baudry, J. (1990). Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landscape Ecology* **4**, 197-210.

Burel, F. (1991a). Dynamique d' un paysage: reseaux et flux biologiques. Thèse de Doctorat d' état, Université Rennes I, Rennes.

Burel, F. (1991b). Ecological consequences of land abandonment on carabid beetles distribution in two contrasted grassland areas. *Options Méditerranéennes. Serie Séminaires* **15**, 13-19.

Burel, F. (1992). Utilisation de l' analyse multivariée pour détecter des niveaux d' organisation écologique dans un paysage. *En* "Hiérarchies et échelles en ecologie" (P. Auger, J. Baudry y F. Fournier, eds.), pp. 173-186. Naturalia Publications.

Burel, F., y Baudry, J. (1995). Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture Ecosystems & Environment* **55**, 193-200.

Burel, F., Baudry, F., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E., y Lefeuvre, J. C. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* **19**, 47-60.

Burrough, P. A. (1984). Modelling land qualities in space and time: The role of geographical information systems. *En* "Land qualities in space and time" (J. Bouma y A. K. Bregt, eds.), pp. 45-59. Pudoc Wageningen, Wageningen.

Buys, J., Oosterveld, E., Ellembroek, F., y Bleumink, H. (1997). Set-aside offers new opportunities for nature in arable farming. *Levende Natuur* **98**, 208-213.

Calvo, J. F., Palazón, J. A., Esteve, M. A., Suárez, M. L., Torres, A., Vidal-Abarca, M. R., y Ramírez-Díaz, L. (1992). The use of multivariate analysis for the ecological characterization of landscape: The Mula river watershed, South-East Spain. *Journal of Environmental Management* **34**, 297-308.

Carpenter, R. A. (1996). Ecology should apply to ecosystem management: A comment. Ecological Applications **6**, 1373-1377.

Cerda, A. (1997). Soil erosion after land abandonment in a semiarid environment of Southeastern Spain. Arid Soil Research and Rehabilitation **11**, 163-176.

Christal, A., Davis, D. H. K., Warren, J., y Macintosh, J. (1997). The management of longterm set-aside for Nature Conservation. Botanical Journal of Scotland **49**, 415-424.

Constanza, R., y Maxwell, T. (1994). Resolution and predictability: An approach to the scaling problem. Landscape Ecology **9**, 47-57.

Constanza, R. (1996). Ecological economics: Reintegrating the study of humans and nature. Ecological Applications **6**, 978-990.

Costa, M. (1997). Biogeografía. *En* "Botánica" (J. Izco, E. Barreno, M. Brugués, M. Costa, J. Devesa, F. Fernández, F. Gallardo, X. Llimona, E. Salvo, S. Talavera y J. Valdés, eds.), pp. 683-774. McGraw-Hill-Interamericana.

Cullinan, V. I., y Thomas, J. M. (1992). A comparison of quantitative methods for examining landscape pattern and scale. *Landscape Ecology* **7**, 211-227.

Curtis, D. J., Bignal, E. M., y Curtis, M. A. (1991). Conclusions and recommendations. *En* "Birds and pastoral agriculture in Europe. Proceedings of the second european forum on birds and pastoralism" (D. J. Curtis, E. M. Bignal y M. A. Curtis, eds.), pp. 135. Scottish Chough Study Group, Port Erin, isle of Man.

Curtis, D. J., Bignal, E. M., Drewitt, A., Moos, C. J., y Wilson, M. J. (1991). Agricultural use, vegetation and bird assemblages in low intensity agricultural land in northern England. *En* "Birds and pastoral agriculture in Europe. Proceedings of the second european forum on birds and pastoralism" (D. J. Curtis, E. M. Bignal y M. A. Curtis, eds.), pp. 135. Scottish Chough Study Group, Port Erin, isle of Man.

De Bolós, M. (1992). "Manual de Ciencia del Paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones". Masson, S.A., Barcelona.

De Juana, E., Santos, T., Suárez, F., y Telleria, J. L. (1988). Status and conservation of steppe birds and their habitats in Spain. *ICBP Technical Publication* **7**, 113-123.

Del Val, J. (1995). Erosión. *En* "Atlas del Medio Natural de la provincia de León". I.T.G.E.-Diputación de León, León.

Delcourt, H. R., y Decourt, P. A. (1988). Quaternary landscape ecology: Relevant scales in space and time. *Landscape Ecology* **2**, 23-44.

Di Castri, F., y Younes, T. (1990). Fonction de la diversité biologique au sein de l'écosystème. *Acta Oecologica* **11**, 429-444.

Di Castri, F., y Hansen, A. J. (1992). The environment and development crises as determinants of landscape dynamics. *En* "Landscape boundaries: Consequences for biotic diversity and ecological flows" (A. J. Hansen y F. Di Castri, eds.), pp. 3-18. Springer-Verlag, New York.

Díaz, T. E., y Penas, A. (1984). "Bases para el mapa fitogeográfico de la provincia de León". Diputación de León, León.

Díaz, M., Naveso, M. A., y Rebollo, E. (1993). Respuestas de las comunidades nidificantes de aves a la intensificación agrícola en cultivos cerealistas de la Meseta Norte (Valladolid-Palencia, España). *Aegypius* **11**, 1-6.

Dodds (1997). “The way Forward Beyond Agenda 21”. UNED-UK.

Drescher, A. W. (1995). Impacts of agricultural innovation and transformation of the mountainous hinterland in the mediterranean- An example from southern Spain (costa granadina). *Pirineos* **145-146**, 13-22.

Duffey, E. (1974). “Grassland ecology and wildlife management”. Chapman & Hall, London.

Dunn, C. P., Sharpe, D. M., Guntenspergen, G. R., Stearns, F., y Yang, Z. (1991). Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. *En* “Quantitative methods in landscape ecology” (M. G. Turner y R. H. Gardner, eds.), pp. 173-198. Springer Verlag, New York.

Eastman, J. R. (1997). “IDRISI for Windows. User's guide” IDRISI Production. Clark University.

Erdelen, M. (1984). Bird communities and vegetation structure: I Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia* **61**, 277-284.

Escribano, M. M., De Frutos, M., Iglesias, E., Mataix, C., y Torrecilla, I. (1987). “El paisaje” M.O.P.U., Madrid.

Falardeau, G., y DesGranges, J. L. (1991). Sélection de l' habitat et fluctuations récentes des populations d' oiseaux des milieux agricoles du Québec. *The Canadian Field-Naturalist* **105**, 469-482.

FAO (1990). “Anuario de estadísticas agrarias”, Roma.

FAO-UNESCO (1988). “Soil map of the world. Revised legend. World soil resources report 60”, Roma.

Farina, A. (1995). Distribution and dynamics of birds in a rural sub-Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning* **31**, 269-280.

Farina, A. (1998). “Principles and methods in Landscape ecology”. Chapman & Hall, London.

Fernández-Aláez, M., Luis, E., y Fernández-Aláez, M. C. (1984). Distribución y análisis de la vegetación macrofítica en las lagunas de Chozas de Arriba, León. *Limnetica* **1**, 101-110.

Fernández-Aláez, M. *et al.* (1996). “Estudio de la evolución de los humedales de la Meseta y Páramo leoneses. Propuesta para su recuperación y su conservación. Informe proyecto de investigación”. Universidad de León-Junta de Castilla y León, León.

Fernández Ales, R., Martín, A., Ortega, F., y Ales, E. E. (1992). Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology* **7**, 3-18.

Ferrus, L. (1997). Influence de l'organisation des paysages sur la répartition de la chouette chevêche (*Athene noctua* Scop.). Memoire DOA.

Fisher, S., y Schneider, R. (1996). The corn bunting *Emberiza calandra* as an indicator species of farmland. *Vogelwelt* **117**, 225-234.

Floyd, W. D. (1992). Political aspects of set aside as a policy instrument in the European Community. *En* "Set aside BCPC monograph.50" (J. Clarke, ed.), pp. 13-20. Proceedings of a symposium organised by the BCPC held at Cambridge University on 15th-18th september 1992.

Folke, C., Holling, C. S., y Perrings, C. (1996). Biological diversity, ecosystems, and the human scale. *Ecological Applications* **6**, 1018-1024.

Ford, H.A. (1987). Bird communities on habitat islands in England. *Bird Study* **34**, 205-218

Ford, M. A. y Machlis, G.E. (1997). The *Arrhenatherum* on set-aside at Aldroughty, Elgin. *Botanical Journal of Scotland* **49**, 67-73.

Forester, D. J. (1996). Modeling human factors that affect the loss of biodiversity. *Conservation Biology* **10**, 1253-1263.

Forman, R. T. T. (1981). Interaction among landscape elements: A core of Landscape Ecology. *En* "Proceedings International Congress Netherland Society Landscape Ecology", pp. 35-48, Veldhoven. Pudoc. Wageningen.

Forman, R. T. T., y Godron, M. (1986). "Landscape Ecology" John Wiley & Sons, New York.

Forman, R. T. T. (1990). Ecologically sustainable landscapes: The role of spatial configuration. *En* "Changing landscapes: an ecological perspective" (I. S. Zonneveld y R. T. T. Forman, eds.), pp. 261-278. Springer-Verlag, Berlín.

Forman, R. T. T. (1995a). "Land mosaics. The ecology of landscapes and regions". Cambridge University Press, Cambridge.

Forman, R. T. T. (1995b). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* **10**, 133-142.

Fowler, J., y Cohen, L. (1986). “Statistics for Ornithologists” 2°Ed. BTO Guide, Leicester.

Freemark, K. E., y Merriam, H. G. (1986). Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* **36**, 115-141.

Fuhlendorf, S. D., y Smeins, F. E. (1996). Spatial scale influence on longterm temporal patterns of a semi-arid grassland. *Landscape Ecology* **11**, 107-113.

Fuller, R. J., y Moreton, B. D. (1987). Breeding bird populations of kentish sweet chestnut (*Castanea sativa*) coppice in relation to age and structure of de coppice. *Journal of Applied Ecology* **24**, 13-27.

Fuller, R. J., Stuttard, P., y Ray, C. M. (1989). The distribution of breeding songbirds within mixed coppiced woodland in Kent, England, in relation to vegetation age and structure. *Ann. Zool. Fennici* **26**, 265-275.

Fuller, R. J. (1994). Relating birds to vegetation: influences of scale, floristics and habitat structure. *En* “Bird numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Prodeedings of the 12th international conference of IBCC and EOAC” (E. J. M. Hagemeiger y T. J. Verstrael, eds.), pp. 19-28. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen, Noordwijkerhout, The Netheerlands.

Fuller, R. J., Trevelyan, R. J., y Hudson, R. W. (1997). Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. *Ecography* **20**, 295-307.

Gallego, F. J. (1984). Codage flou en analyse des correspondances. *Les Carnets de L' Analyse des Données* **7**, 413-430.

García-Rollán, M. (1981). “Claves de la flora de España (Península y Baleares). Vol.I y II”. Mundi Prensa, Madrid.

García-Ruíz, J. M., Lasanta, T., Ruiz-Flano, P., Ortigosa, L., y White, S. (1996). Land-use changes and sustainable development in mountain areas: A case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology* **11**, 267-277.

Garnica, R. (1983). Rendimiento comparado de tres métodos de censo, sobre la comunidad estival de passeriformes de encinares en León. *En* “Censos de aves en el Mediterráneo” (F. J. Purroy, ed.), pp. 184-189, León.

Gauch, H. G. (1982). “Multivariate Analysis in Community Ecology”. Cambridge University Press, Cambridge.

Giampetro, M. (1997). Socioeconomic constraints to farming with biodiversity. *Agriculture Ecosystemes & Environment* **62**, 145-168.

Golley, F. B. (1987). Introducing landscape ecology. *Landscape Ecology* **1**, 1-3.

Golley, F. B. (1991). Foreword. *Options Méditerrannéennes. Serie Séminaires* **15**.

Gómez-Orea, D. (1994). "Evaluación de impacto ambiental de la concentración parcelaria". Junta de Castilla y León, Valladolid.

González-Bernáldez, F. (1981). "Ecología y paisaje". Blume, Madrid.

González-Bernáldez, F. (1989). La crisis de los sistemas agrarios tradicionales y las transformaciones del paisaje. *En* "Simposio sobre el Medio Ambiente" (F. E. Stiftung, ed.).

González-Bernáldez, F., Rey , J. M., Levassor, C., y Peco, B. (1989). Landscape ecology of uncultivated lowlands in central Spain. *Landscape Ecology* **3**, 3-18.

González-Bernáldez, F. (1991). Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Options Méditerranéennes. Série Séminaires* **15**, 23-30.

Green, R. E., Osborne, P. E., y Sears, E. J. (1994). The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology* **31**, 677-692.

Grossi, J. L., Chenavier, L., Delcros, P., y Brun, J. J. (1995). Effects of landscape structure on vegetation and some animal groups after agriculture abandonment. *Landscape and Urban Planning* **31**, 291-301.

Haber, W. (1990). Using landscape ecology in planning and management. *En* "Changing landscapes: an ecological perspective" (I. S. Zonneveld y R. T. T. Forman, eds.), pp. 219-232. Springer-Verlag, Berlín.

Hansen, A., Urban, D. L., y Marks, B. (1992). Avian community dynamics: The interplay of landscape trajectories and species life histories. *En* "Landscape boundaries: Consequences for biotic diversity and ecological flows" (A. J. Hansen y F. Di Castri, eds.), pp. 170-195. Springer-Verlag, New York.

Hansson, L., y Angelstam, P. (1991). Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. *Landscape Ecology* **5**, 191-201.

Hernández-Pacheco, E. (1934). Síntesis geográfica y geológica de España. Trabajo Museo Ciencias Naturales, Serie Geología, **38**.

Hill, M. O. (1979). “DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging”. Ecology and Systematics. Cornell University, Ithaca, New York.

Hill, M. O. (1992). Modelling vegetation sucession in abandoned arable fields in Britain. *Coenoses* **7**, 153-159.

Hobbs, R. (1997). Future landscapes and the future of Landscape Ecology. *Landscape and Urban Planning* **37**, 1-9.

Hoekstra, T. W., Allen, T. F. H., y Flather, C. H. (1991). Implicit scaling in ecological research. *BioScience* **41**, 148-154.

Hopkins, J. J. (1991). Vegetation structure and the conservaion of wild plants and animals. *En* “Birds and pastoral agriculture in Europe. Proceedings of the second european forum on birds and pastoralism” (D. J. Curtis, E. M. Bignal y M. A. Curtis, eds.), pp. 135. Scottish Chough Study Group, Port Erin, isle of Man.

Housden, S., Thomas, G., Bibby, C., y Porter, R. (1991). Towards a habitat conservation stratregy for bird habitats in Britain. *RSPB Conservation Review* **5**, 9-16.

Hulshoff, R. M. (1995). Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology* **10**, 101-111.

Hunziker, M. (1995). The spontaneous reafforestation in abandoned agricultural lands: perception and aesthetic assessment by locals and tourists. *Landscape and Urban Planning* **31**, 399-410.

I.N.E. (1950-1996). Anuarios del censo de población de España. Madrid.

I.T.G.E. (1994). Mapa geológico de la provincia de León 1:200.000. Diputación de León, Madrid.

I.T.G.E. (1997). Mapa geológico de España, escala 1:50.000, hoja 161 "León", 2° serie Magna. Madrid. *En prensa*

I.T.G.E. (1997). Mapa geológico de España, escala 1:50.000, hoja 194 "Santa María del Páramo", 2° serie Magna. Madrid. *En prensa*

Ihse, M. (1995). Swedish agricultural landscapes-patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* **31**, 21-37.

Iverson, L. R. (1988). Land-use changes in Illinois, USA: The influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecology* **2**, 45-61.

Järvinen, O., y Väisanen, R. A. (1976). Finish line transect censuses. *Ornis Fennica* **53**, 115-118.

Järvinen, O., y Väisanen, R. A. (1983). Correction coefficients for line transect censuses of breeding birds. *Ornis Fennica* **60**, 97-104.

Jongman, R. H. G (1995). Ecological and landscape consequences of land use change. *En* "Proceedings of the ECNC seminar on land use change and its consequences". 16-18 February 1995, Tilburg, The Netherlands.

Jongman, R. H. G., Ter Braak, C. J .F. y Van Tongeren, O. F .R. (1995). "Data Analysis in Community and Landscape Ecology". Cambridge University Press, Wageningen.

Jouin, A. (1996). Bordures de champs bocagers: Physionomie et gestion. Memoire pour le diplome d'Ingénieur Agronome de l'ENSAIA, Rennes.

Junta de Castilla y León. (1987). Mapa de suelos de Castilla y León 1:500.000. Consejería de Obras Públicas y Ordenación del Territorio, Valladolid.

Junta de Castilla y León (1997). Ayudas a las superficies y primas ganaderas. Instrucciones e información general.

Kamado, M., y Nakagoshi, N. (1996). Landscape structure and the disturbance regime at three rural regions in Hiroshima Prefecture, Japan. *Landscape Ecology* **11**, 15-25.

Karr, J. (1994). Landscapes and management for ecological integrity. *En* "Biodiversity and Landscapes" (K. C. Kim y R. D. Weaver, eds.), pp. 229-254. Cambridge University Press, Cambridge.

Kolasa, J., y Rollo, D. (1991). Introduction: The heterogeneity of heterogeneity: A glossary. *En* "Ecological heterogeneity" (J. Kolasa y S. T. A. Pickett, eds.), pp. 1-23. Springer Verlag, New York.

Kotliar, N. B., y Wiens, J. A. (1990). Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* **59**, 253-260.

Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., O'Neill, R. V., y Coleman, P. R. (1987). Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos* **48**, 321-324.

Küchler, A. W., y Zonneveld, I. S. (1988). Floristic analysis of vegetation. *En* "Handbook of Vegetation Science" (A. W. Küchler y I. S. Zonneveld, eds.), pp. 51-66. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Lawton, J. H. (1997). The science and non-science of conservation biology. *Oikos* **79**, 3-5.

Lebart, L., Morineau, A., y Tabard, N. (1977). “Techniques de la description statistique. Méthodes et logiciels pour l'analyse des grands tableaux”. Dunod, París.

Lebart, L., Morineau, A., y Piron, M. (1995). “Statistique exploratoire multidimensionnelle”. Dunod, París.

Lebeaux, M. O. (1985). “ADDAD: Association pour le développement et la diffusion de l’analyse des donées”. Multigraph, Paris.

Lepart, J., y Debussche, M. (1992). Human impact on landscape petterning: mediterranean examples. *En* “Landscape boundaries: Consequences for biotic diversity and ecological flows” (A. J. Hansen y F. Di Castri, eds.), pp. 76-106. Springer-Verlag, New York.

Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* **73**, 1943-1967.

Llorens, P. (1993). Hydrological implications of afforestation of abandoned lands: Water balance simulation of a small Mediterranean mountainous basin. *Acta Geológica Hispánica* **28**, 131-138.

Loman, J., y Von Schantz, T. (1991). Birds in a farmland-More species in small than in large habitat island. *Conservation Biology* **5**, 176-188.

Lord, J. M., y Norton, D. A. (1990). Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* **4**, 197-202.

Loring, G. T., y Trudgill, S. (1994). The effect of set-aside on soil nitrate levels, Middlegrounds Farm, Slapton, South Devon. *Field Studies* **8**, 385-401.

Lucio, A. J., y Purroy, F. J. (1987). Selección de hábitat de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la llanura cerealista del SE de León (Cuenca del Duero, España). *En* “I Congreso Internacional de Aves Esteparias”, pp. 255-264, León.

M.A.P.A. (1977a). Mapa de cultivos y aprovechamientos, escala 1:50.000, hoja 161 "León". Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, Madrid.

M.A.P.A. (1977b). Mapa de cultivos y aprovechamientos, escala 1:50.000, hoja 194 "Santa María del Páramo". Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, Madrid.

M.A.P.A. (1980). “Tipificación de las comarcas agrarias españolas”. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, Madrid.

M.A.P.A. (1995). “Aplicación de la P.A.C. en España. Campaña 1994-95”. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, Madrid.

M.O.P.T. (1992). “Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología”. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Madrid.

M.O.P.U. (1990). “Ayudas económicas de la CEE en materia de Medio Ambiente”. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.

MacArthur, R. H., y MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology* **42**, 594-598.

MacArthur, R., Recher, H., y Cody, M. (1966). On the relation between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist* **100**, 319-332.

Magurrán, A. M. (1989). “Diversidad ecológica y su medición”. Ediciones Vedra, Barcelona.

Mandelbrot, B. (1984). “Les objects fractals”. 2° Ed. Flammarion, Paris.

Margaleff, R. (1968). “Perspectives in Ecological Theory”. University Chicago Press, Chicago.

Marín, A. (1993). “El mercado de la tierra agraria. Estudio de la provincia de León”. Universidad de León, León.

Martínez, B. (1995). Aguas superficiales y subterráneas. *En* “Atlas del Medio Natural de la provincia de León”. I.T.G.E.-Diputación de León, León.

Martínez, F. J., y Delibes, J. R. (1987). Estructura, composición y dinámica ornítica. Impacto en la llanura cerealista. *En* “I Congreso Internacional de Aves Esteparias”, pp. 327-338, León.

Martínez, F. J. (1992). “Problemática agroganadera y medioambiental en el secano del llano leonés”. URZ, León.

Martínez, F. J., y Groves-Raines, S. (1992). “Situación del mundo rural español. Efectos de la reforma de la PAC”. URZ-FACENDERA, León.

Martínez, F. J., y Purroy, F. J. (1993). Avifauna reproductora en los sistemas esteparizados ibéricos. *Ecología* **7**, 391-401.

Matteucci, S. D., y Colma, A. (1982). “Metodología para el estudio de la vegetación”. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, D.C.

Medley, K. E., Okey, B. W., y Barret, G. W. (1995). Landscape change with agricultural intensification in a rural watershed, southwestern Ohio, USA. *Landscape Ecology* **10**, 161-176.

Meentemeyer, V., y Box, E. O. (1987). Scale effects in landscape studies. *En* “Landscape heterogeneity and disturbance” (M. G. Turner, ed.), pp. 15-34. Springer Verlag, New York.

Meeus, J. H. A. (1995). Pan-European landscapes. *Landscape and Urban Planning* **31**, 57-79.

Meffe, G. K., y Carroll, C. R. (1997). “Principles of Conservation Biology”. 2° Ed. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts.

Merino-Pacheco, M., y Briz Escribano, J. (1992). Institutional aspects of the land set-aside experience in Spain. *En* “Set aside BCPC monograph.50.” (J. Clarke, ed.), pp. 249-256. Proceedings of a symposium organised by the BCPC held at Cambridge University on 15th-18th september 1992.

Merriam, G. (1990). Ecological processes in the time and space of farmland mosaics. *En* “Changing landscapes: An ecological perspective” (I. S. Zonneveld y R. T. T. Forman, eds.), pp. 121-133. Springer-Verlag, New York.

Milne, B. (1991a). Heterogeneity as a multiscale characteristic of landscapes. *En* “Ecological heterogeneity” (J. Kolasa y S. T. A. Pickett, eds.). Springer Verlag, New York.

Milne, B. (1991b). Lessons from applying fractal models to landscape patterns. *En* “Quantitative methods in landscape ecology” (M. G. Turner y R. H. Gardner, eds.), pp. 199-235. Springer Verlag, New York.

Morey, M. (1995). Tipificación y evaluación de comunidades bióticas y paisajes. *Historia Natural* **93**, 183-194.

Nassauer, J. I., y Westmacott, R. (1987). Progressiviness among farmers as a factor in heterogeneity of farmed landscapes. *En* “Landscape heterogeneity and disturbance” (M. G. Turner, ed.), pp. 199-210. Springer Verlag, New York.

Naveh, Z. (1994). Biodiversity and landscape management. *En* “Biodiversity and landscapes” (K. C. Kim y R. D. Weaver, eds.), pp. 187-208. Cambridge University Press, Cambridge.

Naveh, Z., y Lieberman, A. (1994). “Landscape Ecology. Theory and application”. 2° Ed. Springer Verlag, New York.

Nicholls, A. O. (1989). How to make biological surveys go further with generalised linear models. *Biological Conservation* **50**, 51-75.

Noss, R. F. (1990). Can we mantain biological and ecological integrity?. *Conservation Biology* **4**, 241-243.

O'Connor, R. J., y Shrubb, M. (1986). “Farming and birds”. Cambridge University Press, Cambridge.

Ojima, D. S., Galvin, K. A., y Turner, B. L. (1994). The global impact of land-use change. *BioScience* **44**, 300-304.

O'Neill, R. V., DeAngelis, D. L., Waide, J. B., y Allen, T. F. H. (1986). “A hierarchical concept of ecosystems”. Princenton University Press, Princenton.

O'Neill, R. V. O., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., De Angelis, D. L., Milne, M. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., y Graham, R. L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* **1**, 153-162.

O'Neill, R. V., Gardner, R. H., Milne, B. T., Turner, M., y Jackson, B. (1991a). Heterogeneity and spatial hierarchies. *En* “Ecological heterogeneity” (J. Kolasa y S. T. A. Pickett, eds.), pp. 85-96. Springer Verlag, New York.

O'Neill, R. V., Turner, S. J., Cullinan, V. I., Coffin, D. P., Cook, T., Conley, W., Brunt, J., Thomas, J. M., Conley, M. R., y Gosz, J. (1991b). Multiple landscape scales: An intersite comparison. *Landscape Ecology* **5**, 137-144.

O'Neill, R. V., Hunsaker, C. T., Timmins, S. P., Jackson, B. L., Jones, K. B., Riitters, K. H., y Wickham, J. D. (1996). Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology* **11**, 169-180.

Opdam, P., Rijsdijk, G., y Hustings, F. (1985). Bird communities in small woods in a agricultural landscape: Effects of area and isolation. *Biological Conservation* **34**, 333-352.

Osborne, P.E. (1984). Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of Applied Ecology* **21**, 63-82.

Pain, D.J. y Pienkowski, M.W. (1997). “Farming and birds in Europe”. Academic Press.

Pearson, S. M. (1993). The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. *Landscape Ecology* **8**, 3-18.

Peitgen, H. O., Jürgens, H., y Saupe, D. (1992). “Fractals for the classroom”. National Council of Teachers of Matematics & Springer-Verlag.

Penas, A. (1995). Bioclimatología y vegetación. *En* “Atlas del Medio Natural de la provincia de León”. I.T.G.E.-Diputación de León, León.

Peterson, R., Mountfort, G., y Hollom, P. A. D. (1991). “Guía de campo de las aves de España y de Europa”. Ed. española. Omega, Barcelona.

Pinto Correia, T. (1993). “Landscape monitoring and management in European rural areas”. Geographica Hafniensia & University of Copenhagen, Copenhagen.

Qi, Y., y Wu, J. (1996). Effects of changing spatial resolution on the results of landscape pattern analysis using spatial autocorrelation indices. *Landscape Ecology* **11**, 39-49.

Rexstad, E. A., Miller, D. D., Flather, C. H., Anderson, E. M., Hupp, J. W., y Anderson, D. R. (1988). Questionable multivariate statistical inference in wildlife habitat and community studies. *Journal Wildlife Management* **52**, 794-798.

Rincón, A., y Valverde, P. (1992). Evolución de las tierras abandonadas al cultivo: incidencia en el paisaje. *En* “V Jornadas sobre el Paisaje”, pp. 353-359. Segovia.

Risser, P. G., Karr, J. R., y Forman, R. T. T. (1984). “Landscape Ecology. Directions and approachs”. Champaign, Illinois.

Risser, P. G. (1987). Landscape Ecology: State of the art. *En* “Landscape heterogeneity and disturbance” (M. G. Turner, ed.), pp. 3-14. Springer Verlag, New York.

Rivas-Martínez, S. (1988). “Memoria del mapa de series de vegetación de España 1:400.000”. I.C.O.N.A., Madrid.

Rivas-Martínez, S. (1997). Syntaxonomical synopsis of the North America natural potential vegetation communities, I. *Itinera Geobotanica* **10**, 5-148.

Robbins, C. S. (1981). Effect of time of day on bird activity. *Studies in Avian Biology* **6**, 275-286.

Rodríguez, J. M. (1997). La ciencia del paisaje a la luz del paradigma ambiental. *En* “II Taller sobre Ordenación Geográfica del Paisaje”, La Habana.

Rogers, L. M., y Gorman, M. L. (1995). The diet of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* on set-aside land. *Journal of Zoology* **235**, 77-83.

Rookwood, P. (1995). Landscape planning for diversity. *Landscape and Urban Planning* **31**, 379-385.

Roozen, T., Masselink, A., Kuipers, H., y Van Groenendael, J. (1995). Restoration of plant biodiversity and the role of the seedbank in a set-aside agro-ecosystem in the Veluwe region, The Netherlands. *Levende Natuur* **96**, 167-173.

Rosenweig, M. L. (1995). “Species diversity in space and time”. Cambridge University Press, Cambridge.

Roth, R. R. (1976). Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* **57**, 773-782.

Ruiz-Flaño, P. (1993). “Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo”. Geoforma, Logroño.

S.G.E. (1986). Mapa militar de España, escala 1:50.000, 13-10 (194) "Santa María del Páramo". Servicio de Publicaciones, Madrid.

S.G.E. (1990). Mapa militar de España, escala 1:50.000, 13-9 (161) "León". Servicio de Publicaciones, Madrid.

S.S.S. (1992). “Keys to soil taxonomy. SMSS Technical monography 19”. Pocahontas Press, Blacksburg.

Sader, S.A., Powell, G.V.N. y Rappole, J.N. (1991). Migratory bird habitat monitoring through remote sensing. *Int. J. Remote Sensing* **12**, 363-372.

Sáenz, M. (1990). “Geografía agraria. Introducción a los paisajes rurales”. Síntesis, Madrid.

Saldaña, J. A., Puerto, A., y García, J. A. (1986). “El paisaje. Un estudio ecológico de su diversidad en ecosistemas salmantinos”. Diputación de Salamanca, Salamanca.

Salva, P. A. (1993). Changes and perspectives in agricultural land-use and their geoecological consequences for the mountain of Mallorca island. *Pirineos* **141-142**, 85-96.

Sánchez, M. D. (1995). “La reconstrucción natural de la vegetación leñosa en zonas agrícolas abandonadas”. Diputación de Albacete, Albacete.

Sancho Comins, J. (1995). El paisaje en que vivimos y la síntesis geográfica. *En* “Paisaje y paisanaje” (J. Gómez-Pantoja y J. L. Riestra, eds.), pp. 25-34. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.

Santos, T., y Telleria, J. L. (1987). Cambios estacionales en las preferencias de hábitat de la avifauna de medios cerealistas del centro de España. *En* “I Congreso Internacional de Aves Esteparias”, pp. 421-436, León.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., y Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* **5**, 18-32.

Schreiber, K. F. (1990). The history of Landscape Ecology in Europe. *En* "Changing landscapes: An ecological perspective" (I. S. Zonneveld y R. T. T. Forman, eds.), pp. 21-33. Springer-Verlag, New York.

Sears, J. (1992). The value of set-aside to birds. *En* "Set-Aside" (J. Clarke, ed.), Vol. 50, pp. 175-180. British Crop Protection Council, Cambridge.

Sebillotte, M. (1991). La jachère. Elements pour une théorie. *En* "Dynamique des systèmes agraires" (C. Blanc-Pamard y A. Lericollais, eds.), pp. 175-229. Orstom Editions, París.

Shannon, C. E., y Weaver, W. (1949). "Théorie mathématique de la communication". C.E.P.L., París.

Simpson, J. W., Boerner, R. E. J., DeMers, M. N., y Berns, L. A. (1994). Forty-eight years of landscape change on two contiguous Ohio landscapes. *Landscape Ecology* **9**, 261-270.

Smith, R. L. (1990). "Student resource manual to accompany ecology and field biology". 4° Ed. Haper Collins Publishers, New York.

Soler, J. J., y Soler, M. (1987). Importancia de los cereales en la dieta invernal de la corneja y el cuervo en un hábitat estepario cerelista. *En* "I Congreso Internacional de Aves Esteparias", pp. 233-239, León.

Sotherton, N. W., Boatman, N. D., y Robertson, P. A. (1992). The use of set-aside land for game conservation. *En* "Set aside BCPC monograph.50" (J. Clarke, ed.), pp. 223-228. Proceedings of a symposium organised by the BCPC held at Cambridge University on 15th-18th september 1992.

Sotherton, N. W. (1998). Land use changes and the decline of farmland wildlife: An appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation* **83**, 259-268.

Stanners, D., Bourdeau, P. (1995). Europe's Environment. The Dolbris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen.

Steffan-Dewenter, I., y Tscharntke, T. (1997). Early sucession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* **109**, 294-302.

Suárez, F., Sainz, H., Santos, T., y González-Bernáldez, F. (1991). "Las estepas ibéricas". Servicio de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Madrid.

Tappeiner, U., y Cernusca, A. (1993). Alpine meadows and pastures after abandonment. *Pirineos* **141-142**, 97-118.

Tattersall, F. H., MacDonald, D. W., Manley, W. J., Gates, S., Feber, R., y Kart, B. J. (1997). Small mammals on one year set-aside. *Acta Theriologica* **42**, 329-334.

Tella, J. L., Forero, M., Hiraldo, F., y Donazar, J. A. (1998). Lesser kestrel conservation and european agricultural policies: Identification of landscape features through habitat use analyses. *Conservation Biology* (*en prensa)*

Tellería, J. L., y Garza, V. (1983). Methodological features in the study of a Mediterranean forest bird community. *En* "Censos de aves en el Mediterráneo" (F. J. Purroy, ed.), pp. 89-92. Universidad de León, León.

Tellería, J. L., Santos, T., y Suárez, F. (1983). The use of line transects in the study of iberian habitats: adventages and drawbacks. *En* "Censos de aves en el Mediterráneo" (F. J. Purroy, ed.), pp. 70-78. Universidad de León, León.

Tellería, J. L. (1986). "Manual para el censo de los vertebrados terrestres". Raíces, Madrid.

Tellería, J. L., Santos, T., Alvarez, G., y Sáez-Royuela, C. (1988). Avifauna de los campos de cereal del interior de España. *En* "Aves de los medios urbano y agrícola en las mesetas españolas" (F. Bernis, ed.), pp. 173-270. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

Tellería, J. L., y Carrascal, L. M. (1994). Weight-density relationships between and within bird communities: Implications of niche space and vegetation structure. *The American Naturalist* **143**, 1083-1092.

Ter Braak, C. J. F. (1990). "Canoco version 3.10. Update Notes" Agricultural Mathematics Group, Wageningen.

Thenail, C. (1996). Exploitations agricoles et territoire(s): contribution à la structuration de la mosaïque paysagère. Thèse de Doctorat, Université Rennes I, Rennes.

Thorp, Baldwin, y Kellog (1938). "Soils Classification. Soils and men. Yearbook of Agriculture". U.S. Department of Agriculture, Washington.

Tilman, D., y Downing, J. A. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* **367**, 363-365.

Tilman, D. (1996). Biodiversity: Population versus ecosystem stability. *Ecology* **77**, 350-363.

Tomialojé, W. (1983). On the census accuracy in the line transect. *En* "Censos de aves en el Mediterráneo" (F. J. Purroy, ed.), pp. 13-17. Universidad de León, León.

Toth, R. E. (1988). Theory and language in landscape analysis, planning, and evaluation. *Landscape Ecology* **1**, 193-201.

Turner, M. G., y Ruscher, C. L. (1988). Changes in landscape patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecology* **1**, 241-251.

Turner, M. G., O' Neill, R. V., Gardner, R. H., y Milne, B. T. (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* **3**, 153-162.

Turner, M. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* **4**, 21-30.

Turner, M. G., y Gardner, R. H., eds. (1991). "Quantitative methods in landscape ecology". Springer Verlag, New York.

Turner, S. J., O'Neill, R. V., Conley, W., Conley, M. R., y Humphries, H. C. (1991). Pattern and scale: Statistics for a landscape ecology. *En* "Quantitative methods in landscape ecology" (M. G. Turner y R. H. Gardner, eds.), pp. 17-49. Springer Verlag, New York.

Turner, M. G., Wear, D. N., y Flamm, R. (1996). Land ownership and land-cover change in the southern appalachian highlands and the Olympic peninsula. *Ecological Applications* **6**, 1150-1172.

Tutin, T. G., *et al.* (1964-1980). "Flora Europea. Vol. I al V" Cambridge University Press, Cambridge.

Urban, D. L., O'Neill, R. V., y Shugart, H. H. (1987). Landscape Ecology. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* **37**, 119- 127.

Van Dorp, D., y Opdam, P. F. M. (1987). Effects of patche site, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* **1**, 59-73.

Vos, W., y Stortelder, A. (1992). "Vanishing Tuscan landscapes. Landscape ecology of a submediterranean montagne area (Solano Basin, Tuscany, Italy)". Pudoc Scientific Publishers Wageningen, Wageningen.

Watson, A., y Rae, R. (1997). Some effects of set-aside on breeding birds in northeast Scotland. *Bird Study* **44**, 245-251.

Weaver, R. D., y Kim, K. C. (1994). Biodiversity and humanity: Toward a new paradigm. *En* "Biodiversity and landscapes" (K. C. Kim y R. D. Weaver, eds.), pp. 393-424. Cambridge University Press, Cambridge.

Welch, D. (1995). Trends in the botanical composition of set-aside fields in North-East Scotland uncultivated for five years. *Botanical Journal of Scotland* **47**, 141-150.

Wiens, J. A. (1971). Pattern and process in grassland bird communities. *En* "Preliminary analysis of structure and function in grasslands" (N. R. French, ed.), pp. 147-211. Ft. Collins.

Wiens, J. A. (1981). Scale problems in avian censusing. *Studies in Avian Biology* **6**, 513-521.

Wiens, J. A., y Rotenberry, J. T. (1981). Censusing and the evaluation of avian habitat occupancy. *Studies in Avian Biology* **6**, 522-532.

Wiens, J. A., y Rotenberry, J. T. (1987). Shrub-steppe birds and the generality of community models: A reponse to dunning. *The American Naturalist* **129**, 920-927.

Wiens (1989a). "The ecology of bird communities. Foundations and patterns", vol. I. Cambridge University Press, Cambridge.

Wiens (1989b). "The ecology of bird communities. Processes and variations", vol. II. Cambridge University Press, Cambridge.

Wiens, J. A. (1989c). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* **3**, 385-397.

Wiens, J. A. (1992). What is landscape ecology, really?. *Landscape Ecology* **7**, 149-150.

Wiens, J. A. (1994). Habitat fragmentation: Island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* **137**, 97-104.

Wilkinson, L., Hill, M.A., Welna, J.P., Birkenbeuel, G.K. (1997). SYSTAT 7.01. "User guide". SPSS, Chicago.

Williams, J. R., Rose, S. C., y Harris, G. L. (1994). The impact of hydrology and water quality of woodland and set-aside establishment on lowland clay soils. *Agriculture Ecosystems & Environment* **54**, 215-222.

Wilson, J. D., Taylor, R., y Muirhead, L. B. (1996). Field use by farmland birds in winter: an analyse of field type preferences using resampling methods. *Bird Study* **43**, 320-332.

Wilson, J. D., Evans, J., Browne, S. J., y King, J. R. (1997). Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in Southern England. *Journal of Applied Ecology* **34**, 1462-1478.

Wittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* **21**, 213-251.

With, K. A. (1994). Using fractal analysis to asses how species perceive landscape structure. *Landscape Ecology* **9**, 25-36.

Yarham, D.J. & Symonds, B.V. (1992). Effect of set-aside on diseases of cereals. *En* "Set aside BCPC monograph. 50." (J. Clarke, ed.), pp. 249-256. Proceedings of a symposium organised by the BCPC held at Cambridge University on 15th-18th september 1992.

Zonneveld, I. S. (1988). Composition and structure of vegetation. *En* "Handbook of Vegetation Science" (A. W. Küchler y I. S. Zonneveld, eds.), pp. 25-35. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Zonneveld, I. S. (1989). The land unit- A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* **3**, 67-86.

Zonneveld, I. S. (1990). Scope and concepts of landscape ecology as an emerging science. *En* "Changing landscapes: an ecological perspective" (I. S. Zonneveld y R. T. T. Forman, eds.), pp. 3-20. Springer-Verlag, Berlín.

Zonneveld, I. S., y Forman, R. T. T. (1990). "Changing landscapes: An ecological perspective", pp. 1, 3, 20. Springer-Verlag, Berlín.

Zuazua, T. (1987). Estudio de la sucesión secundaria en campos de cultivo abandonados en las tierras altas de la provincia de León, Universidad de León, León.

Zúñiga, J. M., Zamora, R., y Hernández, M. L. (1987). Dinámica temporal de las comunidades de aves de dos medios semiáridos: La estepa cerealista y la sabana de *Quercus rotundifolia* de la depresión de Guadix (SE de España). *En* "I Congreso Internacional de Aves Esteparias", pp. 369-377, León.

REGLAMENTACION

ORDEN del M.A.P.A. de 13 de Abril de 1992, de la Consejería de Agricultura y Ganadería, por la que se regulan y convocan ayudas complementarias en la aplicación del Real Decreto 1887/1991, para la mejora de las estructuras agrarias. *Boletín Oficial de Castilla y León* **82**.

ORDEN de 26 de Noviembre de 1996 por la que se regula el procedimiento para la solicitud, tramitación y concesión de las ayudas a los productores de determinados cultivos herbáceos en la campaña de comercialización 1997/98 y de las primas en beneficio de los productores de carne de ovino y caprino, de los productores de carne de vacuno y de los que mantengan vacas nodrizas para el año 1997. *Boletín Oficial del Estado* **291**, 36359-36390.

REGLAMENTO (CEE) N° 4115/88 DE LA COMISION de 21 de Diciembre de 1988 por el que se establecen las normas de aplicación del régimen de ayudas destinadas a la extensificación de la producción. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas.*

REGLAMENTO (CEE) N° 2328/91 DEL CONSEJO de 15 de Julio de 1991 relativo a la mejora de la eficacia de las estructuras agrarias. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* **L218/1**.

REGLAMENTO (CEE) N° 2078/92 DEL CONSEJO de 30 de Junio de 1992 sobre métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* **L215/85**.

REGLAMENTO (CEE) N° 2079/92 DEL CONSEJO de 30 de Junio de 1992 por el que se establece un régimen comunitario de ayudas a la jubilación anticipada en la agricultura. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* **L215/91**.

REGLAMENTO (CEE) N° 2080/92 DEL CONSEJO de 30 de Junio de 1992 por el que se establece un régimen comunitario de ayudas a las medidas forestales en la agricultura. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* **L215/96**.

REGLAMENTO (CEE) N° 2293/92 DE LA COMISION de 31 de Julio de 1992 por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CEE) n°1765/92 del Consejo en lo que respecta a la retirada de tierras contemplada en el articulo 7. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* **L221/19**.

REGLAMENTO (CEE) N° 2295/92 DE LA COMISION de 31 de Julio de 1992 por el que se establecen disposiciones de aplicación del régimen de apoyo a los productores de semillas proteaginosas a las que se refiere el articulo 6 del Reglamento (CEE) n°1765/92 del Consejo. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas.*

REGLAMENTO (CEE) N° 2296/92 DE LA COMISION de 31 de Julio de 1992 por el que se establecen ciertas disposiciones de aplicación para la utilización de las tierras retiradas de la producción en las que se obtengan materias para la elaboración en la Comunidad de productos no destinados principalmente al consumo humano o animal. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* **L221/31**.

ANEXO I. GLOSARIO

DEFINICION Y REVISION DE CONCEPTOS

En este apartado, se recogen diferentes visiones de los términos ecológicos y agronómicos más utilizados en este trabajo. Cuando se reúnen varias acepciones contradictorias de un mismo término, se señala dentro de un cuadrado y en letra cursiva el significado utilizado en este trabajo:

ABANDONO AGRICOLA: Reducción de la empresa agrícola sobre el espacio sin aparición de usos alternativos. Puede ser un abandono total de la parcela o bien una subutilización (BAUDRY, 1993).

AVES ESTEPARIAS**:** Aquellas propias de las zonas esteparias, que son capaces de hacer el nido y sacar adelante sus polladas en el suelo o muy cerca de él (DE JUANA (1989) *en* MARTINEZ & PURROY (1993)).

BARBECHO: (1) Tierra de cultivo en descanso o no ocupada durante el año por cualquier motivo, haya sido o no aprovechada como pasto para ganado (M.A.P.A, 1980). (2) Para MARTINEZ & DELIBES (1987) es un terreno sin cultivar arado en otoño-invierno. (3) Estado de la tierra en una parcela entre la recolección de un cultivo y la plantación del cultivo siguiente. Se caracteriza por las técnicas culturales que se aplican a la tierra y por las funciones que desempeña (SEBILLOTE, 1991).

Aquellas tierras no cultivadas durante un período menor de dos años, con o sin labores de roturación y eliminado del rastrojo.

BIOCLIMATOLOGIA: Es una ciencia ecológica que trata de poner de manifiesto la relación existente entre los seres vivos y el clima. Se diferencia de la *climatología* en que los índices y unidades que se utilizan están delimitados y relacionados con especies y biocenosis, de entre los cuales los vegetales son muy adecuados por su estatismo. Si se correlaciona el medio físico (clima y suelo) y las discontinuidades biocenóticas que aparecen en las montañas

con la altitud (*cliseries altitudinales*), veremos que se cumplen en la Tierra ciertos ritmos o cambios en función de la temperatura y la precipitación (*termotipo* y *ombrotipo*). En consecuencia, en función de tales cambios se puede reconocer por un lado el continente físico, *pisos bioclimáticos (cf.* definición*),* y por otro el contenido biológico, *series de vegetación (cf.* definición*) (*RIVAS-MARTINEZ, 1988; PENAS, 1995).

BIODIVERSIDAD: Concepto que tiene en cuenta la variedad de organismos vivos, considerados a todos los niveles de organización (genético, específico y otros niveles taxonómicos más altos), y de hábitats y ecosistemas, así como los procesos que ocurren en ellos (MEFFE & CARROLL, 1997). La biodiversidad abarca todos los niveles de organización, desde la unidad molecular, a los organismos individuales, las poblaciones, las comunidades, los ecosistemas, los paisajes y la biosfera (DI CASTRI & YOUNES, 1990).

BIOGEOGRAFIA: Es la geografía de los seres vivos (COSTA, 1997). También se define como la rama de la Geografía que versa sobre la distribución de los seres vivos y la localización de las biocenosis en la Tierra. Teniendo en cuenta las áreas presentes y pasadas de los táxones y sintáxones, y utilizando la información de otras ciencias (Geografía-Física, Geología, Geobotánica, Ecología, Bioclimatología, Edafología), se encarga del análisis y ordenación territorial de las *biocenosis* (o unidades sintetizadoras de los aspectos no funcionales de los escosistemas, es decir de los biotopos y la biocenosis). Trata de establecer una tipología o sistemática de los territorios emergidos del planeta. (RIVAS-MARTINEZ, 1988, 1997; PENAS,1995). La *fitogeografía* tiene como objetivo la distribución de los vegetales en la Tierra (COSTA, 1997). *Cf. Unidades fitogeográficas* en *Unidades de paisaje*

CAMBIO EN EL PAISAJE: Alteración de la estructura y función del mosaico ecológico a lo largo del tiempo (FORMAN & GODRON, 1986).

COMUNIDAD: (a) BEGON *et al*. (1995) explican que una comunidad es una agrupación de poblaciones de especies que se presentan juntas en el espacio y en el tiempo, y que puede ser definida en cualquier tamaño, escala o nivel de la jerarquía de los hábitats. (b) Para FORMAN & GODRON (1986), es un nivel de organización superior, que se refiere a un conjunto de poblaciones de distintas especies, en un lugar y en un momento determinados. (c) HOEKSTRA *et al*. (1991) la definen como un conjunto de especies que ocupan el paisaje y que interaccionan con él a diferentes escalas espacial y temporal. Según esta concepción, la comunidad sólo es una acomodación entre las especies y el ambiente, un patrón de interferencia, no necesariamente la colección de especies en un lugar y momento particular del paisaje. La comunidad sería por lo tanto intangible (*cf. Población*). (d) Es una colección de especies asociada a un clima dado y a un determinado tipo de hábitat (NOSS, 1990).

*Conjunto de individuos de distintas especies que utilizan (crían o se alimentan) cada tipo de paisaje (*TELLERIA *et al.*, 1988).

CONECTIVIDAD: Se distinguen dos tipos relativos a dos diferentes aspectos del paisaje como sistema ecológico (BAUDRY, 1985; FORMAN & GODRON, 1986; BAUDRY & MERRIAM, 1987; MERRIAM, 1990):

Conectividad espacial (" Connectedness "): El término alude a las relaciones entre los elementos de la *estructura* espacial de un paisaje. Normalmente se considera con referencia a los elementos del paisaje dentro de la matriz.

Conectividad biológica (" Connectivity "): Es un parámetro de la *función* del paisaje, que mide los procesos por los que sub-poblaciones de organismos están interconectadas en una unidad demográfica funcional (denominada metapoblación). Se refiere a la calidad del paisaje que facilita los movimientos entre las manchas del hábitat.

CORREDORES: (a) Son los elementos alargados del paisaje. Se caracterizan por su anchura, conectividad y curvilinearidad, y se pueden clasificar según su origen (mismos tipos que los definidos para las manchas) o según su anchura (lineales, franjas o arroyos). Tienen a la vez función de barrera y de ruta privilegiada para ciertas especies (FORMAN & GODRON, 1986). (b) Otra definición, más funcional, sería: toda superficie de hábitat a través de la cuál un animal, una planta o un propágulo tiene una elevada probabilidad de desplazarse (NOSS, 1991).

DESARROLLO SOSTENIBLE: Intento de conducir objetivos económicos sin degradar el sistema ambiental soporte (MEFFE & CARROLL, 1997).

DIAGRAMAS BIOCLIMATICOS (MONTERO DE BURGOS & GONZALEZ REBOLLAR *en* RIVAS-MARTINEZ (1988)) U OMBROTERMICOS (PENAS, 1995): Es la representación de las características macroclimáticas de una estación. Sobre el eje horizontal del diagrama se sitúan los meses del año, de forma que el verano ocupa la parte central (en el hemisferio boreal) y en ordenadas las escalas térmicas y pluviométricas. El trazado del curso anual de la temperatura y la precipitación permite utilizar fácilmente las estaciones húmedas y los períodos secos, en los que la línea de precipitaciones queda por debajo de la de temperatura.

DISTURBANCIA (O PERTURBACION): (1) Evento que causa un cambio un cambio significativo del patrón normal en un sistema ecológico (FORMAN & GODRON, 1986). (2) Es un acontecimiento discreto a lo largo del tiempo que modifica la estructura de los paisajes, ecosistemas, comunidades y poblaciones, cambiando el sustrato, el ambiente físico, y la disponibilidad de recursos (WHITE & PICKETT (1985) *en* FARINA (1998)).

DOMINIOS DE ESCALA: Regiones del espectro escalar en las que, para un particular fenómeno, en un sistema ecológico concreto, los patrones no cambian o cambian monótonamente con los cambios de escala. Los dominios se separan por transiciones, en las que la dinámica del sistema puede parecer caótica (WIENS, 1989) (*cf. Escala*)

ECOSISTEMA: (1) Para TANSLEY (1935) *en* HOEKSTRA *et al*. (1991), es un sistema complejo que integra la biota y el ambiente físico, y que supone una visión más amplia del mundo que la dada por los ecólogos de comunidades. En este sistema, el observador está operacionalmente fuera del sistema, por eso los organismos no son aparentes. (2) Según SHUGART (1990) *en* BAUDRY (1992), un ecosistema es un sistema de flujos entre organismos y entre organismos y su ambiente, el cual carece de contenido espacial. Para una revisión del término, ver O'NEILL *et al.* (1986).

ESCALA ECOLOGICA: Las múltiples definiciones de escala que se han confeccionado en los últimos años, muestran el interés creciente de la comunidad científica en este tema. Algunas se ellas se citan a continuación: (a) HOEKSTRA *et al*. (1991) explican que la escala es el conjunto de las características temporales y espaciales de la energía y la materia dentro y entre los sistemas ecológicos, y que viene determinada por el tamaño y la extensión de las observaciones en el espacio y en el tiempo, así como por el poder de resolución (" resolving power ") de las medidas de los individuos. En esta definición, los autores parten de la premisa de que la escala es definida por el observador, y para ellos está implicita en la selección del organismo o concepto ecológico de estudio. (b) Según BAUDRY (1992), es el grado de resolución espacial o temporal del estudio, es decir la unidad de tiempo y de espacio escogida para observar un fenómeno. (c) Para ALLEN & HOEKSTRA (1991), la escala es una interacción del grano (o nivel de resolución) y la extensión, si ésta es grande, el grano será relativamente grueso, similarmente, el grano fino necesitará una corta extensión. (d) CULLINAN & THOMAS (1992) aportan 3 definiciones: (d.1) la extensión de la cobertura y el grano, de las medidas basadas en límites definidos por el hombre, (d.2) la extensión efectiva de un fenómeno ecológico, y (d.3) una función de covarianza entre las medidas tomadas progresivamente más lejos.

Es el grado de resolución y la extensión espacial, temporal o tipológica del estudio, es decir la unidad de tiempo, de espacio y de detalle escogida para la observación de un fenómeno

Numerosos autores han definido los dos *componentes de la escala espacial*: grano y extensión:

Para WIENS (1989) y ALLEN & HOEKSTRA (1991), la extensión es el área global que abarca un estudio; y el grano, el tamaño de las unidades individuales de observación (los " tradicionales cuadrados " de los ecólogos). Muy similar es la definición de TURNER *et al.* (1989); CONSTANZA & MAXWELL (1994) y QI & WU (1996), para quiénes la extensión sería el área de estudio, y el grano, la resolución espacial. O'NEILL *et al.* (1996) sostienen que el grano es la resolución espacial de los datos y que éste se define por el tamaño del "pixel", la menor unidad espacial para la que se especifica un sólo "land-use". FUHLENDORF & SMEINS (1996), se refieren al grano como la resolución o tamaño de la unidad de muestreo

de un estudio, y lo definen como el grado más bajo de conocimiento, la extensión sería el área entera de inferencia y determina el límite más alto del conocimiento.

Siguiendo un criterio funcional KOTLIAR & WIENS (1990), establecen un modelo jerárquico de heterogeneidad que permite clasificar la estructura de las manchas en un rango de escalas. En este modelo, definen el grano como la menor escala a la que a la que un organismo responde a la estructura de las manchas, a esta escala, el organismo percibiría funcionalmente el ambiente como homogéneo, el grano constituiría el límite inferior de la jerarquía y vendría dado por las capacidades fisiológicas y de percepción del organismo. La extensión , sería la mayor escala de heterogeneidad a la que un organismo responde, este límite superior de la jerarquía estaría marcado por la superficie (“ home range ”) utilizada por un organismo durante su vida. Entre estos límites (grano y extensión), para un tipo particular de organismo, pueden establecerse varios niveles en la jerarquía de heterogeneidad. En el modelo propuesto por estos autores, grano y extensión son determinados por el organismo y no por el observador. KOLASA & ROLLO (1991); WITH (1994), aportan una definición similar: grano como la más fina resolución a la que un organismo percibe la heterogeneidad espacial, y extensión como la mayor escala percibida por un organismo. Para CONSTANZA & MAXWELL (1994), la resolución es el *tamaño de grano*, o el tamaño de las más pequeña unidad de medida, un incremento en la resolución corresponde a un grano más fino. (*cf. Escala)*. Diferencia tres formas de resolución: espacial, temporal, y número de componentes.

ESTABILIDAD DE UN SISTEMA: Persistencia de la organización actual (BAUDRY & BAUDRY-BUREL, 1982).

ESTEPA: Territorio con un relieve llano u ondulado, caracterizado por la ausencia de un estrato arbustivo desarrollado y de vegetación arbórea, siendo las formas vegetales dominantes los caméfitos de bajo porte y las herbáceas y anuales. Las estepas pueden ser naturales (también asimilables a las “ shrub-steppes ”) o artificiales (cultivos cerealistas de secano) (SUAREZ *et al*., 1991).

ESTRUCTURA DEL PAISAJE: Relaciones espaciales entre los distintos ecosistemas: distribución de la Energía, materiales y especies en relación al tamaño, forma, número, tipo y configuración de los ecosistemas (FORMAN & GODRON, 1986).

FITOSOCIOLOGIA: La ciencia del paisaje vegetal (*Fitosociología integradora o paisajística*) tiene tres posibles aproximaciones y métodos de trabajo:

- Fitosociología clásica (Braun-blanquetista): de las asociaciones

- Sinfitosociología: de las series de vegetación o sigmeta *(cf. series de vegetación)*

- Geosinfitosociología: de las geoseries o geosigmeta *(cf. series de vegetación)*

Siguiendo a RIVAS-MARTINEZ (1988, 1997) y PENAS (1995), la *fitosociología clásica* es la ciencia de las comunidades vegetales, cuyo modelo son los sintáxones, entre los cuales la *asociación* representa la unidad básica.

FUNCION DEL PAISAJE: Interacciones entre los elementos espaciales: flujo de Energía, materiales y especies entre los ecosistemas que componen el paisaje (FORMAN & GODRON, 1986).

HETEROGENEIDAD ESPACIAL: (a) Denominada también diversidad regional por BAUDRY & BAUDRY-BUREL (1982), es el factor conductor de los procesos ecológicos en un paisaje. Varía con el número de elementos del paisaje, la proporción de cada tipo y la configuración de las manchas resultantes de su fragmentación (BAUDRY, 1985, *com. pers.*). (b) Para KOTLIAR & WIENS (1990), es la variación espacial en los atributos de un sistema. Se compone de dos elementos: contraste, que se define como el grado de diferencia entre manchas o entre manchas y matriz a una escala dada, o también como el grado de diferencia y de brusquedad en la transición de áreas adyacentes (KUCHLER, 1973); y agregación (distribución espacial o dispersión de los parches). (c) Para MILNE (1991), es la complejidad que resulta de las interacciones entre la distribución espacial de las constricciones ambientales, y las respuestas diferentes de los organismos a estas constricciones. (d) Es la medida de la relación entre los dos componentes de la escala (grano y extensión) (ALLEN & HOEKSTRA, 1991). (d) Para FARINA (1998) representa la complejidad espacial del mosaico. Al menos tres tipos deben ser considerados: heterogeneidad espacial (con sus componentes vertical y horizontal), temporal (variación de un punto en el espacio en distintos momentos) y funcional (heterogeneidad de las entidades ecológicas: distribución de individuos, poblaciones, especies y comunidades).

Variación espacial en los atributos de un sistema

HOMOGENEIDAD ESPACIAL: Sería la uniformidad en la apariencia y distribución de los constituyentes del sistema (KOTLIAR & WIENS, 1990).

*MANCHAS: (*a) Son los elementos individualizados cuyos contornos se pueden trazar pefectamente en el paisaje, suelen estar definidos por su vegetación. Se caracterizan por su tamaño, forma y naturaleza, y se pueden descomponer en tres zonas: borde, interior y núcleo. Según su origen, se diferencian manchas de perturbación, relictuales, ambientales, introducidas y de regeneración (FORMAN & GODRON, 1986). (b) Para KOTLIAR & WIENS (1990) las manchas se organizan jerárquicamente a causa de su heterogeneidad interna, de forma que las situados en la parte más baja de la jerarquía serían homogéneas (corresponderían a la visión tradicional del término), y en las situadas en los escalones más altos de la jerarquía, la estructura interna sería más heterogénea y los límites más ambigüos. (c) Una definición cartográfica sería: células (“ pixeles ”) contiguas del mismo tipo de “ land cover ” (TURNER & RUSCHER, 1988).

MATRIZ: Es el tipo dominante de utilización del espacio, tiene la mayor conectividad, contiene a los otros elementos y juega un papel predominante en la dinámica del paisaje. Constituye el " medio intersticial " del paisaje (FORMAN & GODRON, 1986).

NIVELES DE ORGANIZACION: Para BAUDRY (1992), son entidades espacio-temporales con una cierta autonomía en el seno de una jerarquía. Hacen referencia a los niveles de observación para los cuáles se aprecia un cambio en la naturaleza de los fenómenos y de las variables de control. Nivel de observación sería la extensión del área de estudio, para la dimensión temporal sería un período. Diferencia tres niveles (en función de la biodiversidad): estación, paisaje y región biogeográfica.

BLONDEL (1986) establece cinco niveles de percepción: continental ($1/10^7$), regional ($1/10^6$), sector ($1/10^5$), biotopo ($1/10^4$) y estación (1/5000).

PAISAJE**:** (a) Un paisaje es una superficie heterogénea, de varios kilómetros de diámetro, compuesto por una agrupación (*cluster*) de ecosistemas que interaccionan entre ellos, formando un patrón que se repite de forma similar. Cada ecosistema es considerado como un elemento del paisaje (FORMAN, 1981; FORMAN & GODRON, 1986) (*cf. patrón paisajístico).* (b) También se puede definir como una porción de territorio heterogénea a la escala de estudio (BAUDRY, 1992). (c) O como una parte del espacio en la superficie terrestre, consistente en un complejo de sistemas, formado por la actividad de las rocas, el agua, el aire, las plantas, los animales y el hombre, y cuya fisionomía forma una entidad reconocible (WLO *en* ZONNEVELD (1989)). (d) Para MEEUS (1995) es la superficie física de la Tierra, y diferencia entre paisajes naturales y culturales.

Patrón espacial que se repite de forma similar, caracterizado por una estructura heterogénea, una dinámica y una función, resultado de la interacciónún entre fuerzas naturales y humanas.

Siguiendo a FORMAN & GODRON (1981); BAUDRY (1985); FORMAN & GODRON (1986), se distinguen tres tipos de elementos en un paisaje: *matriz (*" matrix "), *mancha* (" patche ") y *corredor* (" corridor ").

PATRON O MOSAICO PAISAJISTICO: Es una mezcla de parches naturales y manejados por el hombre, que varían en tamaño, forma y localización, y que es resultado de interacciones complejas entre fuerzas físicas, biológicas y sociales (FORMAN & GODRON, 1986; KRUMMEL *et al*., 1987; URBAN *et al*., 1987; TURNER & RUSCHER, 1988; TURNER, 1990; HULSHOFF, 1995).

PISOS BIOCLIMATICOS: *Cf. Biclimatología*.

Pisos bioclimáticos termotipos: Son cada uno de los tipos o espacios termoclimáticos que se suceden en una cliserie latitudinal o altitudinal. El fenómeno de la zonación altitudinal o

latitudinal térmica tiene jurisdicción universal, si bien en cada región existen unos peculiares pisos bioclimáticos calculables utilizando el *índice de termicidad* propuesto por RIVAS-MARTINEZ (1981) *en* RIVAS -MARTINEZ (1988, 1997); PENAS (1995).

*It=(T+M+m)*10*

Siendo T=Temperatura media anual; M=Media de las temperaturas máximas del mes más frío; m=Media de las mínimas del mes más frío

En los pisos bioclimáticos termotipos, es posible reconocer *horizontes o subpisos*, que coinciden con el límite de distribución de muchas especies. El intervalo de It es el dato numérico más significativo para establecer los límites.

Pisos bioclimáticos ombrotipos: Dentro de cada piso bioclimático, en función de la precipitación, se diferencian distintos tipos de vegetación que se corresponden con otras tantas unidades ombroclimáticas.

POBLACION: Conjunto de miembros de la misma especie, tal que cada miembro ocupa el paisaje a similar escala. Sin embargo, éste no es un patrón de interferencia, ya que la población ocupa un lugar del paisaje en un momento del tiempo, y por ello es tangible (HOEKSTRA *et al*., 1991). (*cf. Comunidad*)

Conjunto de individuos de la misma especie que utilizan cada tipo de paisaje

PREDICTABILIDAD: Se refiere a la reducción en la incertidumbre sobre una variable, que puede ser ganado por el conocimiento de otra (CONSTANZA & MAXWELL, 1994).

REGION: Es un área de similar vegetación, geología y uso del suelo (land use) histórico. También puede ser definida como un área que contiene de 10^3 a 10^6 unidades paisajísticas. En muchos casos más que una unidad de interacción ecológica, es una unidad socio-política para evaluación y propuestas de regulación (O'NEILL *et al*., 1996).

SERIE DE VEGETACION (SIGMETUM o SINASOCIACION): Siguiendo a RIVAS-MARTINEZ (1988, 1997) y PENAS (1995), es la unidad de la *sinfitosociología* o *fitosociología dinámica*. Se define como la unidad geobotánica sucesionista y paisajista que expresa todo el conjunto de comunidades vegetales o estadios que pueden hallarse en espacios teselares afines como resultado del proceso de la sucesión, lo que incluye tanto los tipos de vegetación representativos de la etapa madura del ecosistema vegetal, como las comunidades iniciales o subseriales que las reemplazan. Se reconocen dos tipos de series de vegetación:

Series climatófilas: Se inician y ubican en los suelos que sólo reciben el agua de lluvia.

Series edafófilas: Se desarrollan en suelos azonales (*series edafohigrófilas* o *edafoxerófilas*). El caso más general de las series edafohigrófilas son las riparias, de las riberas y suelos con hidromorfía temporal.

Si a las series de vegetación les integramos sus contiguas estaremos ante una unidad paisajística más compleja que la serie, que denominaremos *geoserie* (*geosinasociación o geosigmetum* y que es la unidad elemental de la *geosinfitosociología (cf. Fitosociología)*

SISTEMA: Aquel interactuante, interdependiente o asociado grupo de entidades (ALLEN & STARR, 1982).

SUCESION ECOLOGICA: (a) Proceso natural por el que se sustituyen unas comunidades vegetales o estadíos por otros dentro de la misma unidad de lugar o tesela. Se puede hablar de sucesión progresiva (la que conduce a la clímax o u óptimo estable del ecosistema vegetal) y regresiva (la contraria, etapas subseriales) (BRAUN-BLANQUET, 1979; PENAS, 1995; RIVAS-MARTINEZ, 1997). **(**b) La sucesión ecológica es definida por BEGON *et al*. (1995), como un esquema continuo, direccional y no estacional de colonización y extinción de las poblaciones de especies de una localidad. (c) La estructura de la vegetación puede ser descrita en el espacio tridimensional, siendo el tiempo la cuarta dimensión. Así, la " estructura en el tiempo " es normalmente considerada como un proceso sucesional (ZONNEVELD, 1988).

TOMILLAR: Estepa de caméfitos leñosos. Actualmente, este término ha pasado a ser utilizado internacionalmente para designar las comunidades camefíticas mediterráneas y no sólo las formaciones de tomillos (SUAREZ *et al*., 1991).

UNIDADES DE PAISAJE: Se ha utilizado una gran variedad de nomenclatura por los distintos autores para referirse a este concepto, algunos de los términos empleados (en función del criterio y de la escala elegidos) han sido: " land unit ", " landscape element ", " land use ", " land facet ", " main landscape ", " bio-physical landscape ", " land system ", " ecotopo ", " biotopo ", " terrain unit ", " physiographic unit ", " tesela ", " catena ", " unidad fitogeográfica ", etc. A continuación se definen algunos de ellos:

Ecotopo: Es el menor " land element " que merece ser llamado paisaje, contiene un solo tipo de vegetación (ZONNEVELD, 1990; VOS & STORTELDER, 1992).

Land unit para ZONNEVELD, (1989) es una porción del paisaje ecológicamente homogénea al nivel de la escala concerniente. El término es tratado por tanto, como un conjunto jerárquico, " land units " serían entidades holísticas.

Landscape element: Elemento ecológico de origen natural o humano (FORMAN & GODRON, 1986).

Tesela: Territorio homogéneo ecológicamente, es decir, que sólo posee un único tipo de vegetación potencial y por tanto una sola secuencia de sustitución de las comunidades vegetales (PENAS, 1995; RIVAS-MARTINEZ, 1997). Según BAUDRY (1985), es " morceau " del mosaico paisajístico.

Unidades fitogeográficas: Estas unidades deben ser territorios geográficos de superficie continua que incluyan los accidentes orográficos y diversidad litológica que pueda existir en su área. Uno de los criterios utilizados tradicionalmente en el reconocimiento de áreas biogeográficas es la repartición de los táxones que tienen una distribución territorial ceñida a un área concreta, a estos táxones se les llama *endemismos* (RIVAS-MARTINEZ, 1987; PENAS,1995). Las *unidades fitogeográficas* (DIAZ & PENAS, 1984) que se aceptan en la Biogeografía son, de acuerdo con BRAUN-BLANQUET y en orden decreciente: Reino, Región, Provincia y Sector. RIVAS-MARTINEZ (1997) diferencia otras dos unidades después de sector: Distrito y Tesela (*Cf. Biogeografía).*

Se denominan unidades paisajísticas, a los conjuntos de elementos paisajísticos (p.e. bosque, cultivo, pueblo) que forman un todo funcional como consecuencia de las actividades de sus habitantes, y que presentan una combinación de factores topoecológicos significativa (BAUDRY, 1985; ZONNEVELD & FORMAN, 1989).

ANEXO II. CATALOGOS DE ESPECIES DE AVES

ESPECIES PRESENTES EN EL TRANSECTO 1 (CULTIVOS)

CODIGO	ESPECIE	NOMBRE COMUN	FAMILIA
ALAR	*Alauda arvensis*	Alondra	ALAUDIDAE
ANPL	*Anas platyrhynchos*	Anade real	ANATIDAE
ANCA	*Anthus campestris*	Bisbita campestre	MOTACILLIDAE
ANPR	*Anthus pratensis*	Bisbita común	MOTACILLIDAE
ANSP	*Anthus spinoletta spinoletta*	Bisbita ribereño alpino	MOTACILLIDAE
APAP	*Apus apus*	Vencejo común	APODIDAE
ARCI	*Ardea cinerea*	Garza real	ARDEIDAE
BUBU	*Buteo buteo*	Ratonero común	ACCIPITRIDAE
CABR	*Calandrella brachydactyla*	Terrera común	ALAUDIDAE
CACN	*Carduelis cannabina*	Pardillo común	FRINGILLIDAE
CACA	*Carduelis carduelis*	Jilguero	FRINGILLIDAE
CACH	*Carduelis chloris*	Verderón común	FRINGILLIDAE
CECE	*Cettia cetti*	Ruiseñor bastardo	SYLVIIDAE
CICI	*Ciconia ciconia*	Cigüeña	CICONIIDAE
CIPY	*Circus pygargus*	Aguilucho cenizo	ACCIPITRIDAE
CIJU	*Cisticola juncidis*	Buitrón	SYLVIIDAE
COLI	*Columba livia*	Paloma bravía (doméstica)	COLUMBIDAE
COPA	*Columba palumbus*	Paloma torcaz	COLUMBIDAE
COCC	*Corvus corone corone*	Corneja negra	CORVIDAE
COFR	*Corvus frugilegus*	Graja	CORVIDAE
COMO	*Corvus monedula*	Grajilla	CORVIDAE
COCT	*Coturnix coturnix*	Codorniz	PHASIANIDAE
CUCA	*Cuculus canorus*	Cuco	CUCULIDAE
EGGA	*Egretta garzetta*	Garceta común	ARDEIDAE
FACO	*Falco columbarius*	Esmerejón	FALCONIDAE
FAPE	*Falco peregrinus*	Halcón peregrino	FALCONIDAE
FASU	*Falco subbuteo*	Alcotán	FALCONIDAE
FATI	*Falco tinnunculus*	Cernícalo común	FALCONIDAE
FRCO	*Fringilla coelebs*	Pinzón vulgar	FRINGILLIDAE
GACR	*Galerida cristata*	Cogujada común	ALAUDIDAE
HIRU	*Hirundo rustica*	Golondrina común	HIRUNDINIDAE
LAEX	*Lanius excubitor*	Alcaudón real	LANIIDAE
LUME	*Luscinia megarhynchos*	Ruiseñor	TURDIDAE
MECA	*Melanocorypha calandra*	Calandria	ALAUDIDAE
MICA	*Miliaria calandra*	Triguero	EMBERIZIDAE
MIMI	*Milvus migrans*	Milano negro	ACCIPITRIDAE
MIML	*Milvus milvus*	Milano real	ACCIPITRIDAE

MOAL	*Motacilla alba*	Lavandera blanca común	MOTACILLIDAE
MOFI	*Motacilla flava iberiae*	Lavandera boyera ibérica	MOTACILLIDAE
NUAR	*Numenius arquata*	Zarapito real	SCOLOPACIDAE
OEOE	*Oenanthe oenanthe*	Collalba gris	TURDIDAE
PAMA	*Parus major*	Carbonero común	PARIDAE
PADO	*Passer domesticus*	Gorrión común	PASSERIDAE
PAMO	*Passer montanus*	Gorrión molinero	PASSERIDAE
PEPE	*Petronia petronia*	Gorrión chillón	PASSERIDAE
PHOC	*Phoenicurus ochruros*	Colirrojo tizón	TURDIDAE
PHCO	*Phylloscopus collybita*	Mosquitero común	SYLVIIDAE
PIPI	*Pica pica*	Urraca	CORVIDAE
PIVI	*Picus viridis*	Pito real	PICIDAE
PLAP	*Pluvialis apricaria*	Chorlito dorado común	CHARADRIIDAE
STSP	*Sturnus* sp.	Estornino	STURNIDAE
TRTR	*Tetrax tetrax*	Sisón	OTIDIDAE
UPEP	*Upupa epops*	Abubilla	UPUPIDAE
VAVA	*Vanellus vanellus*	Avefría	CHARADRIIDAE

ESPECIES PRESENTES EN EL TRANSECTO 2 (MOSAICO CULTIVOS-ABANDONO)

CODIGO	**ESPECIE**	**NOMBRE COMUN**	**FAMILIA**
ALAR	*Alauda arvensis*	Alondra	ALAUDIDAE
ALRU	*Alectoris rufa*	Perdiz roja	PHASIANIDAE
ANCA	*Anthus campestris*	Bisbita campestre	MOTACILLIDAE
ANPR	*Anthus pratensis*	Bisbita común	MOTACILLIDAE
APAP	*Apus apus*	Vencejo común	APODIDAE
BUOE	*Burhinus oedicnemus*	Alcaraván	BURHINIDAE
BUBU	*Buteo buteo*	Ratonero común	ACCIPITRIDAE
CABR	*Calandrella brachydactyla*	Terrera común	ALAUDIDAE
CACN	*Carduelis cannabina*	Pardillo común	FRINGILLIDAE
CACA	*Carduelis carduelis*	Jilguero	FRINGILLIDAE
CACH	*Carduelis chloris*	Verderón común	FRINGILLIDAE
CICI	*Ciconia ciconia*	Cigüeña	CICONIIDAE
CICY	*Circus cyaneus*	Aguilucho pálido	ACCIPITRIDAE
CIPY	*Circus pygargus*	Aguilucho cenizo	ACCIPITRIDAE
CLGL	*Clamator glandarius*	Críalo	CUCULIDAE
COLI	*Columba livia*	Paloma bravía (doméstica)	COLUMBIDAE
COCO	*Corvus corax*	Cuervo	CORVIDAE
COCC	*Corvus corone corone*	Corneja negra	CORVIDAE
COFR	*Corvus frugilegus*	Graja	CORVIDAE
COMO	*Corvus monedula*	Grajilla	CORVIDAE
COCT	*Coturnix coturnix*	Codorniz	PHASIANIDAE
CUCA	*Cuculus canorus*	Cuco	CUCULIDAE
EMCI	*Emberiza cia*	Escribano montesino	EMBERIZIDAE
EMCR	*Emberiza cirlus*	Escribano soteño	EMBERIZIDAE
EMHO	*Emberiza hortulana*	Escribano hortelano	EMBERIZIDAE
FATI	*Falco tinnunculus*	Cernícalo común	FALCONIDAE
FRCO	*Fringilla coelebs*	Pinzón vulgar	FRINGILLIDAE
GACR	*Galerida cristata*	Cogujada común	ALAUDIDAE
HIRU	*Hirundo rustica*	Golondrina común	HIRUNDINIDAE
LAEX	*Lanius excubitor*	Alcaudón real	LANIIDAE
LUAR	*Lullula arborea*	Totovía	ALAUDIDAE
LUME	*Luscinia megarhynchos*	Ruiseñor	TURDIDAE
MECA	*Melanocorypha calandra*	Calandria	ALAUDIDAE
MICA	*Miliaria calandra*	Triguero	EMBERIZIDAE
MIMI	*Milvus migrans*	Milano negro	ACCIPITRIDAE

MIML	*Milvus milvus*	Milano real	ACCIPITRIDAE
OEOE	*Oenanthe oenanthe*	Collalba gris	TURDIDAE
OROR	*Oriolus oriolus*	Oropéndola	ORIOLIDAE
OTTA	*Otis tarda*	Avutarda	OTIDIDAE
PACA	*Parus caeruleus*	Herrerillo común	PARIDAE
PAMA	*Parus major*	Carbonero común	PARIDAE
PADO	*Passer domesticus*	Gorrión común	PASSERIDAE
PAMO	*Passer montanus*	Gorrión molinero	PASSERIDAE
PEPE	*Petronia petronia*	Gorrión chillón	PASSERIDAE
PHOC	*Phoenicurus ochruros*	Colirrojo tizón	TURDIDAE
PHCO	*Phylloscopus collybita*	Mosquitero común	SYLVIIDAE
PIPI	*Pica pica*	Urraca	CORVIDAE
PIVI	*Picus viridis*	Pito real	PICIDAE
SATO	*Saxicola torquata*	Tarabilla común	TURDIDAE
SESE	*Serinus serinus*	Verdecillo	FRINGILLIDAE
STSP	*Sturnus* sp.	Estornino	STURNIDAE
SYCO	*Sylvia communis*	Curruca zarcera	SYLVIIDAE
SYUN	*Sylvia undata*	Curruca rabilarga	SYLVIIDAE
TRTR	*Tetrax tetrax*	Sisón	OTIDIDAE
TUME	*Turdus merula*	Mirlo común	TURDIDAE
TUPI	*Turdus pilaris*	Zorzal real	TURDIDAE
UPEP	*Upupa epops*	Abubilla	UPUPIDAE
VAVA	*Vanellus vanellus*	Avefría	CHARADRIIDAE

ESPECIES PRESENTES EN EL TRANSECTO 3 (TOMILLAR)

CODIGO	**ESPECIE**	**NOMBRE COMUN**	**FAMILIA**
ALAR	*Alauda arvensis*	Alondra	ALAUDIDAE
ALRU	*Alectoris rufa*	Perdiz roja	PHASIANIDAE
ANPL	*Anas platyrhynchos*	Anade real	ANATIDAE
ANCA	*Anthus campestris*	Bisbita campestre	MOTACILLIDAE
ANPR	*Anthus pratensis*	Bisbita común	MOTACILLIDAE
APAP	*Apus apus*	Vencejo común	APODIDAE
ARCI	*Ardea cinerea*	Garza	ARDEIDAE
BUBU	*Buteo buteo*	Ratonero común	ACCIPITRIDAE
CABR	*Calandrella brachydactyla*	Terrera común	ALAUDIDAE
CACN	*Carduelis cannabina*	Pardillo común	FRINGILLIDAE
CACA	*Carduelis carduelis*	Jilguero	FRINGILLIDAE
CICI	*Ciconia ciconia*	Cigüeña	CICONIIDAE
CICY	*Circus cyaneus*	Aguilucho pálido	ACCIPITRIDAE
CIPY	*Circus pygargus*	Aguilucho cenizo	ACCIPITRIDAE
CLGL	*Clamator glandarius*	Crírlo	CUCULIDAE
COLI	*Columba livia*	Paloma bravía (doméstica)	COLUMBIDAE
COPA	*Columba palumbus*	Paloma torcaz	COLUMBIDAE
COCO	*Corvus corax*	Cuervo	CORVIDAE
COCC	*Corvus corone corone*	Corneja negra	CORVIDAE
COMO	*Corvus monedula*	Grajilla	CORVIDAE
COCT	*Coturnix coturnix*	Codorniz	PHASIANIDAE
CUCA	*Cuculus canorus*	Cuco	CUCULIDAE
EGGA	*Egretta garzetta*	Garceta común	ARDEIDAE
EMCI	*Emberiza cia*	Escribano montesino	EMBERIZIDAE
EMCR	*Emberiza cirlus*	Escribano soteño	EMBERIZIDAE
FATI	*Falco tinnunculus*	Cernícalo común	FALCONIDAE
FIHY	*Ficedula hypoleuca*	Papamoscas cerrojillo	MUSCICAPIDAE
GACR	*Galerida cristata*	Cogujada común	ALAUDIDAE
HIHI	*Himantopus himantopus*	Cigüeñuela	RECURVIROSTRIDAE
HIRU	*Hirundo rustica*	Golondrina común	HIRUNDINIDAE

JYTO	*Jynx torquilla*	Torcecuello	PICIDAE
LAEX	*Lanius excubitor*	Alcaudón real	LANIIDAE
LASE	*Lanius senator*	Alcaudón común	LANIIDAE
LUAR	*Lullula arborea*	Totovía	ALAUDIDAE
MECA	*Melanocorypha calandra*	Calandria	ALAUDIDAE
MICA	*Miliaria calandra*	Triguero	EMBERIZIDAE
MIMI	*Milvus migrans*	Milano negro	ACCIPITRIDAE
MIML	*Milvus milvus*	Milano real	ACCIPITRIDAE
MOFI	*Motacilla flava iberiae*	Lavandera boyera ibérica	MOTACILLIDAE
OEOE	*Oenanthe oenanthe*	Collalba gris	TURDIDAE
OTTA	*Otis tarda*	Avutarda	OTIDIDAE
PADO	*Passer domesticus*	Gorrión común	PASSERIDAE
PAMO	*Passer montanus*	Gorrión molinero	PASSERIDAE
PHOC	*Phoenicurus ochruros*	Colirrojo tizón	TURDIDAE
PIPI	*Pica pica*	Urraca	CORVIDAE
PIVI	*Picus viridis*	Pito real	PICIDAE
PLAP	*Pluvialis apricaria*	Chorlito dorado común	CHARADRIIDAE
SATO	*Saxicola torquata*	Tarabilla común	TURDIDAE
STSP	*Sturnus* sp.	Estornino negro	STURNIDAE
SYCO	*Sylvia communis*	Curruca zarcera	SYLVIIDAE
SYUN	*Sylvia undata*	Curruca rabilarga	SYLVIIDAE
TRTR	*Tetrax tetrax*	Sisón	OTIDIDAE
TUME	*Turdus merula*	Mirlo común	TURDIDAE
UPEP	*Upupa epops*	Abubilla	UPUPIDAE
VAVA	*Vanellus vanellus*	Avefría	CHARADRIIDAE

ESPECIES PRESENTES EN EL TRANSECTO 4 (MATORRAL CON ARBOLADO)

CODIGO	**ESPECIE**	**NOMBRE COMUN**	**FAMILIA**
ALAR	*Alauda arvensis*	Alondra	ALAUDIDAE
ALRU	*Alectoris rufa*	Perdiz roja	PHASIANIDAE
ANCA	*Anthus campestris*	Bisbita campestre	MOTACILLIDAE
ANPL	*Anas platyrhynchos*	Anade real	ANATIDAE
ANPR	*Anthus pratensis*	Bisbita común	MOTACILLIDAE
ANTR	*Anthus trivialis*	Bisbita arbóreo	MOTACILLIDAE
APAP	*Apus apus*	Vencejo común	APODIDAE
BUBU	*Buteo buteo*	Ratonero común	ACCIPITRIDAE
CACA	*Carduelis carduelis*	Jilguero	FRINGILLIDAE
CACN	*Carduelis cannabina*	Pardillo común	FRINGILLIDAE
CACH	*Carduelis chloris*	Verderón común	FRINGILLIDAE
CEBR	*Certhia brachydactyla*	Agateador común	CERTHIIDAE
CICI	*Ciconia ciconia*	Cigüeña	CICONIIDAE
CICY	*Circus cyaneus*	Aguilucho pálido	ACCIPITRIDAE
CIPY	*Circus pygargus*	Aguilucho cenizo	ACCIPITRIDAE
COCC	*Corvus corone corone*	Corneja negra	CORVIDAE
COLI	*Columba livia*	Paloma bravía (doméstica)	COLUMBIDAE
COMO	*Corvus monedula*	Grajilla	CORVIDAE
COPA	*Columba palumbus*	Paloma torcaz	COLUMBIDAE
CUCA	*Cuculus canorus*	Cuco	CUCULIDAE
EMCI	*Emberiza cia*	Escribano montesino	EMBERIZIDAE
EMCT	*Emberiza citrinella*	Escribano cerillo	EMBERIZIDAE
EMHO	*Emberiza hortulana*	Escribano hortelano	EMBERIZIDAE
ERRU	*Erithacus rubecula*	Petirrojo	TURDIDAE
FATI	*Falco tinnunculus*	Cernícalo común	FALCONIDAE
FIHY	*Ficedula hypoleuca*	Papamoscas cerrojillo	MUSCICAPIDAE
FRCO	*Fringilla coelebs*	Pinzón vulgar	FRINGILLIDAE

GAGL	*Garrulus glandarius*	Arrendajo común	CORVIDAE
HIRU	*Hirundo rustica*	Golondrina común	HIRUNDINIDAE
JYTO	*Jynx torquilla*	Torcecuello	PICIDAE
LAEX	*Lanius excubitor*	Alcaudón real	LANIIDAE
LUAR	*Lullula arborea*	Totovía	ALAUDIDAE
LUME	*Luscinia megarhynchos*	Ruiseñor	TURDIDAE
MICA	*Miliaria calandra*	Triguero	EMBERIZIDAE
MIMI	*Milvus migrans*	Milano negro	ACCIPITRIDAE
MIML	*Milvus milvus*	Milano real	ACCIPITRIDAE
OEHI	*Oenanthe hispanica*	Collalba rubia	TURDIDAE
OEOE	*Oenanthe oenanthe*	Collalba gris	TURDIDAE
ORIOR	*Oriolus oriolus*	Oropéndola	ORIOLIDAE
PACA	*Parus caeruleus*	Herrerillo común	PARIDAE
PADO	*Passer domesticus*	Gorrión común	PASSERIDAE
PAMA	*Parus major*	Carbonero común	PARIDAE
PAMO	*Passer montanus*	Gorrión molinero	PASSERIDAE
PHBO	*Phylloscopus bonelli*	Mosquitero papialbo	SYLVIIDAE
PHCO	*Phylloscopus collybita*	Mosquitero común	SYLVIIDAE
PHOC	*Phoenicurus ochruros*	Colirrojo tizón	TURDIDAE
PIPI	*Pica pica*	Urraca	CORVIDAE
PIVI	*Picus viridis*	Pito real	PICIDAE
PRMO	*Prunella modularis*	Acentor común	PRUNELLIDAE
REIG	*Regulus ignicapillus*	Reyezuelo listado	SYLVIIDAE
SATO	*Saxicola torquata*	Tarabilla común	TURDIDAE
SESE	*Serinus serinus*	Verdecillo	FRINGILLIDAE
STTU	*Streptotelia turtur*	Tórtola común	COLUMBIDAE
STSP	*Sturnus* sp.	Estornino	STURNIDAE
SYCA	*Sylvia cantillans*	Curruca carrasqueña	SYLVIIDAE
SYCO	*Sylvia communis*	Curruca zarcera	SYLVIIDAE
SYUN	*Sylvia undata*	Curruca rabilarga	SYLVIIDAE
TUME	*Turdus merula*	Mirlo común	TURDIDAE
TUPH	*Turdus philomelos*	Zorzal común	TURDIDAE
TUVI	*Turdus viscivorus*	Zorzal charlo	TURDIDAE
UPEP	*Upupa epops*	Abubilla	UPUPIDAE

ESPECIES PRESENTES EN EL TRANSECTO 5 (BOSQUE ADEHESADO)

CODIGO	**ESPECIE**	**NOMBRE COMUN**	**FAMILIA**
AECA	*Aegithalos caudatus*	Mito	AEGITHILIDAE
ALAR	*Alauda arvensis*	Alondra	ALAUDIDAE
ALRU	*Alectoris rufa*	Perdiz roja	PHASIANIDAE
ANCR	*Anas crecca*	Cerceta común	ANATIDAE
ANPL	*Anas platyrhynchos*	Anade real	ANATIDAE
ANPR	*Anthus pratensis*	Bisbita común	MOTACILLIDAE
ANSP	*Anthus spinoletta spinoletta*	Bisbita ribereño alpino	MOTACILLIDAE
ANTR	*Anthus trivialis*	Bisbita arbóreo	MOTACILLIDAE
APAP	*Apus apus*	Vencejo común	APODIDAE
BUBU	*Buteo buteo*	Ratonero común	ACCIPITRIDAE
CACN	*Carduelis cannabina*	Pardillo común	FRINGILLIDAE
CACA	*Carduelis carduelis*	Jilguero	FRINGILLIDAE
CACH	*Carduelis chloris*	Verderón común	FRINGILLIDAE
CICI	*Ciconia ciconia*	Cigüeña	CICONIIDAE
CIAE	*Circus aeruginosus*	Aguilucho lagunero	ACCIPITRIDAE
CIPY	*Circus pygargus*	Aguilucho cenizo	ACCIPITRIDAE
CIJU	*Cisticola juncidis*	Buitrón	SYLVIIDAE
CLGL	*Clamator glandarius*	Críalo	CUCULIDAE
COPA	*Columba palumbus*	Paloma torcaz	COLUMBIDAE

COCC	*Corvus corone corone*	Corneja negra	CORVIDAE
COMO	*Corvus monedula*	Grajilla	CORVIDAE
COCT	*Coturnix coturnix*	Codorniz	PHASIANIDAE
CUCA	*Cuculus canorus*	Cuco	CUCULIDAE
EMCI	*Emberiza cia*	Escribano montesino	EMBERIZIDAE
EMCR	*Emberiza cirlus*	Escribano soteño	EMBERIZIDAE
EMHO	*Emberiza hortulana*	Escribano hortelano	EMBERIZIDAE
ERRU	*Erithacus rubecula*	Petirrojo	TURDIDAE
FATI	*Falco tinnunculus*	Cernícalo común	FALCONIDAE
FRCO	*Fringilla coelebs*	Pinzón vulgar	FRINGILLIDAE
FUAT	*Fulica atra*	Focha común	RALLIDAE
GAGA	*Gallinago gallinago*	Agachadiza común	SCOLOPACIDAE
GACH	*Gallinula chloropus*	Polla de agua	RALLIDAE
GAGL	*Garrulus glandarius*	Arrendajo común	CORVIDAE
HIHI	*Himantopus himantopus*	Cigüeñuela	RECURVIROSTRIDAE
HIPO	*Hippolais polyglotta*	Zarcero común	SYLVIIDAE
HIRU	*Hirundo rustica*	Golondrina común	HIRUNDINIDAE
JYTO	*Jynx torquilla*	Torcecuello	PICIDAE
LAEX	*Lanius excubitor*	Alcaudón real	LANIIDAE
LASE	*Lanius senator*	Alcaudón común	LANIIDAE
LUAR	*Lullula arborea*	Totovía	ALAUDIDAE
LUME	*Luscinia megarhynchos*	Ruiseñor	TURDIDAE
MECA	*Melanocorypha calandra*	Calandria	ALAUDIDAE
MICA	*Miliaria calandra*	Triguero	EMBERIZIDAE
MIMI	*Milvus migrans*	Milano negro	ACCIPITRIDAE
MIML	*Milvus milvus*	Milano real	ACCIPITRIDAE
MOAL	*Motacilla alba*	Lavandera blanca común	MOTACILLIDAE
MOFI	*Motacilla flava iberiae*	Lavandera boyera ibérica	MOTACILLIDAE
NUAR	*Numenius arquata*	Zarapito real	SCOLOPACIDAE
ORIOR	*Oriolus oriolus*	Oropéndola	ORIOLIDAE
PACA	*Parus caeruleus*	Herrerillo común	PARIDAE
PAMA	*Parus major*	Carbonero común	PARIDAE
PAMO	*Passer montanus*	Gorrión molinero	PASSERIDAE
PHBO	*Phylloscopus bonelli*	Mosquitero papialbo	SYLVIIDAE
PHCO	*Phylloscopus collybita*	Mosquitero común	SYLVIIDAE
PIPI	*Pica pica*	Urraca	CORVIDAE
PIVI	*Picus viridis*	Pito real	PICIDAE
PLAP	*Pluvialis apricaria*	Chorlito dorado común	CHARADRIIDAE
PRMO	*Prunella modularis*	Acentor común	PRUNELLIDAE
REIG	*Regulus ignicapillus*	Reyezuelo listado	SYLVIIDAE
SESE	*Serinus serinus*	Verdecillo	FRINGILLIDAE
STTU	*Streptotelia turtur*	Tórtola común	COLUMBIDAE
STSP	*Sturnus* sp.	Estornino	STURNIDAE
SYCA	*Sylvia cantillans*	Curruca carrasqueña	SYLVIIDAE
SYCO	*Sylvia communis*	Curruca zarcera	SYLVIIDAE
SYUN	*Sylvia undata*	Curruca rabilarga	SYLVIIDAE
TARU	*Tachybaptus ruficollis*	Zampullín chico	PODICIPEDIDAE
TRTR	*Tetrax tetrax*	Sisón	OTIDIDAE
TRNE	*Tringa nebularia*	Archibebe claro	SCOLOPACIDAE
TRTO	*Tringa totanus*	Archibebe común	SCOLOPACIDAE
TUME	*Turdus merula*	Mirlo común	TURDIDAE
TUPH	*Turdus philomelos*	Zorzal común	TURDIDAE
UPEP	*Upupa epops*	Abubilla	UPUPIDAE
VAVA	*Vanellus vanellus*	Avefría	CHARADRIIDAE

ESPECIES PRESENTES EN EL TRANSECTO 6 (BOSQUE MADURO)

CODIGO	ESPECIE	NOMRE COMUN	FAMILIA
ALAR	*Alauda arvensis*	Alondra	ALAUDIDAE
ANPR	*Anthus pratensis*	Bisbita común	MOTACILLIDAE
ANTR	*Anthus trivialis*	Bisbita arbóreo	MOTACILLIDAE
APAP	*Apus apus*	Vencejo común	APODIDAE
ASFL	*Asio flammeus*	Lechuza campestre	STRIGIDAE
BUBU	*Buteo buteo*	Ratonero común	ACCIPITRIDAE
CACN	*Carduelis cannabina*	Pardillo común	FRINGILLIDAE
CACA	*Carduelis carduelis*	Jilguero	FRINGILLIDAE
CACH	*Carduelis chloris*	Verderón común	FRINGILLIDAE
CICI	*Ciconia ciconia*	Cigüeña	CICONIIDAE
CLGL	*Clamator glandarius*	Críalo	CUCULIDAE
COPA	*Columba palumbus*	Paloma torcaz	COLUMBIDAE
COCO	*Corvus corax*	Cuervo	CORVIDAE
COCC	*Corvus corone corone*	Corneja negra	CORVIDAE
COFR	*Corvus frugilegus*	Graja	CORVIDAE
COMO	*Corvus monedula*	Grajilla	CORVIDAE
CUCA	*Cuculus canorus*	Cuco	CUCULIDAE
EMCI	*Emberiza cia*	Escribano montesino	EMBERIZIDAE
EMCR	*Emberiza cirlus*	Escribano soteño	EMBERIZIDAE
EMHO	*Emberiza hortulana*	Escribano hortelano	EMBERIZIDAE
ERRU	*Erithacus rubecula*	Petirrojo	TURDIDAE
FATI	*Falco tinnunculus*	Cernícalo común	FALCONIDAE
FRCO	*Fringilla coelebs*	Pinzón vulgar	FRINGILLIDAE
HIPO	*Hippolais polyglota*	Zarcero común	SYLVIIDAE
HIRU	*Hirundo rustica*	Golondrina común	HIRUNDINIDAE
JYTO	*Jynx torquilla*	Torcecuello	PICIDAE
LAEX	*Lanius excubitor*	Alcaudón real	LANIIDAE
LASE	*Lanius senator*	Alcaudón común	LANIIDAE
LUAR	*Lullula arborea*	Totovía	ALAUDIDAE
LUME	*Luscinia megarhynchos*	Ruiseñor	TURDIDAE
MIMI	*Milvus migrans*	Milano negro	ACCIPITRIDAE
MIML	*Milvus milvus*	Milano real	ACCIPITRIDAE
MOCI	*Motacilla cinerea*	Lavandera cascadeña	MOTACILLLIDAE
ORIOR	*Oriolus oriolus*	Oropéndola	ORIOLIDAE
PACA	*Parus caeruleus*	Herrerillo común	PARIDAE
PAMA	*Parus major*	Carbonero común	PARIDAE
PHCL	*Phasianus colchicus*	Faisán vulgar	PHASIANIDAE
PHBO	*Phylloscopus bonelli*	Mosquitero papialbo	SYLVIIDAE
PHCO	*Phylloscopus collybita*	Mosquitero común	SYLVIIDAE
PIPI	*Pica pica*	Urraca	CORVIDAE
PIVI	*Picus viridis*	Pito real	PICIDAE
PRMO	*Prunella modularis*	Acentor común	PRUNELLIDAE
REIG	*Regulus ignicapillus*	Reyezuelo listado	SYLVIIDAE
SATO	*Saxicola torquata*	Tarabilla común	TURDIDAE
SCRU	*Scolopax rusticola*	Becada	SCOLOPACIDAE
SESE	*Serinus serinus*	Verdecillo	FRINGILLIDAE
STTU	*Streptotelia turtur*	Tórtola común	COLUMBIDAE
STSP	*Sturnus* sp.	Estornino	STURNIDAE
SYCA	*Sylvia cantillans*	Curruca carrasqueña	SYLVIIDAE
SYCO	*Sylvia communis*	Curruca zarcera	SYLVIIDAE
SYUN	*Sylvia undata*	Curruca rabilarga	SYLVIIDAE
TUME	*Turdus merula*	Mirlo común	TURDIDAE
TUPH	*Turdus philomelos*	Zorzal común	TURDIDAE
TUVI	*Turdus viscivorus*	Zorzal charlo	TURDIDAE
UPEP	*Upupa epops*	Abubilla	UPUPIDAE