

A photograph of a river flowing through a lush forest. The river is in the foreground, surrounded by tall grasses and green plants. The background is filled with tall trees with green leaves, creating a dense canopy. The lighting is bright, suggesting a sunny day.

# **Territorio fluvial**

Estructura del paisaje, comunidades de aves y servicios del ecosistema

**Olga Rodríguez Borrego**







# **Territorio fluvial**

Estructura del paisaje, comunidades de aves y servicios del ecosistema

# **Fluvial territory**

Landscape structure, bird community and ecosystem services

**Olga Rodríguez Borrego**

**Noviembre 2015**







universidad  
de león

Memoria presentada para obtener el grado de Doctora  
en Ciencias Biológicas por la Universidad de León

**Olga Rodríguez Borrego**

Dirigida por:

Dr. Francisco José Purroy Iraizoz  
Catedrático de Zoología de la Universidad de León

Dr. Jose Cortizo Álvarez  
Profesor Titular de Geografía de la Universidad de León

Dr. Luis Costa Pérez  
Técnico Facultativo Superior del Servicio de  
Conservación de la Naturaleza. A Coruña

Esta tesis doctoral ha sido posible gracias a la beca del programa  
de Formación de Personal Investigador del Vicerrectorado  
de Investigación de la Universidad de León.

Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales  
Dpto. de Biodiversidad y Gestión ambiental. Área de Zoología  
Campus de Vegazana, 24071 León (España)



Verdes campos, florida y ancha vega,  
donde Bernesga pródigo reparte  
su onda cristalina; alegres prados,  
antiguos y altos chopos, que su orilla  
bordáis en torno, ¡ah, cuánto gozo, cuánto  
a vuestra vista siente el alma mía!  
¡Cuán alegres mis ojos se derraman  
sobre tanta hermosura! ¡Cuán inquietos,  
cruzando entre las plantas y las flores,  
ya van, ya vienen por el verde soto  
que al lejano horizonte dilatado  
en su extensión y amenidad se pierde!  
Ora siguen las ondas transparentes  
del ancho río, que huye murmurando  
por entre las sonoras piedrezuelas;  
ora de presto impulso arrebatados  
se lanzan por las bóvedas sombrías  
que a lo largo del soto, entretejiendo  
sus copas, forman los erguidos olmos,  
y mientras van acá y allá vagando,  
la dulce soledad y alto silencio  
que reina aquí, y apenas interrumpen  
el aire blando y las canoras aves,  
de paz mi pecho y de alegría inundan.

(Gaspar Melchor de Jovellanos)



A mi madre y a mis hijos





# **AGRADECIMIENTOS**





Hace tantos años que empecé esta tesis que casi he perdido la cuenta de tantas personas que en uno u otro momento me ayudaron, pero es obligado rebuscar en mi memoria y hacer una lista de agradecimientos.

Gracias a mis tres directores.

A Pancho, gracias, porque recién licenciada, hace ahora 25 años, me diste la oportunidad de empezar a trabajar en fauna silvestre; me aceptaste como alumna de doctorado, y me acompañaste en muchas salidas de campo, enseñándome muchísimo de aves y fauna en general; pero, sobre todo, porque cuando hace cuatro años te hablé sobre la idea de terminar este proyecto me animaste y recibiste con los brazos abiertos a pesar de estar a punto de jubilarte.

Gracias también a Jose Cortizo, que me aceptó como alumna sin conocerme apenas de nada, y me ha ayudado mucho en el complejo mundo de los SIG; ha sido un gran apoyo y alguien en quien confiar.

Gracias también a Luis Costa, amigo desde hace muchos años, que aceptó el reto de colaborar en la dirección a pesar de estar lejos de León. Gracias por tus correcciones y valiosas aportaciones.

Gracias a todas aquellas personas que me acompañaron en el trabajo de campo, mis hermanas, Cristina e Isabel, Francisco López, Merche Fernández, Susana Suárez, Jose Luis Robles, Jacinto Román y alguna más que seguro me queda en el tintero; gracias a todas.

Gracias especiales a Reyes Tárrega, por tener tanta paciencia y disponibilidad y ayudarme tanto con la estadística, y al personal del laboratorio de Cartografía de la Universidad por acogerme cuando lo necesité. Gracias también al personal del área de ecología y de zoología, que siempre me hizo sentir bien.

Gracias a Jose Luis Robles, compañero de estudios, por la revisión de los textos y las ideas y aportaciones dadas, a Alipio García de Celis, de la Universidad de Valladolid por la revisión de algunos textos, sus valiosos comentarios y su permanente disposición a ayudar y a Alfredo Ollero de la Universidad de Zaragoza e Ignacio Rodríguez de la Confederación Hidrográfica del Duero por todos los consejos dados y ayuda prestada, y que me han descubierto el interesante campo de la geomorfología fluvial.

Gracias a mi hermana Bea, por las ilustraciones y el diseño de portada y a Yoryo por su excelente trabajo de diseño y maquetación que han dado un aspecto más “acogedor” a la presentación de este trabajo.

Gracias también a todas aquellas personas que me animaron a retomar este trabajo que por fin he acabado, 22 años después, pero más vale tarde que nunca; tenía que hacerlo; no estaba conforme conmigo misma sabiendo que tenía algo pendiente.

Gracias a mi madre por su apoyo incondicional, y a mis hijos que en los últimos meses, han sufrido mis ausencias, o las han disfrutado, quien sabe, y también me acompañaron y ayudaron en las últimas salidas de campo iniciándose como pequeños investigadores y son fuente constante de motivación.





## RESUMEN

Esta tesis trata sobre ríos, en concreto sobre tres ríos leoneses, el Torío, el Bernesga y el Jamuz, elegidos en base a alguna de sus características o peculiaridades. Estudiamos diferentes aspectos del río y del territorio que lo rodea, por eso hemos titulado esta tesis “Territorio fluvial”, entendiendo como tal un espacio fluvial sin límites concretos, en el que el río actúa como elemento vertebrador, ocupado por el propio río, los bosques ribereños y los ecosistemas circundantes. En el primer capítulo se aborda el estudio del paisaje, bajo el punto de vista de la ecología del paisaje aplicando para su estudio, los sistemas de información geográfica (SIG). El segundo y tercer capítulo se centran en el estudio de las comunidades de aves de los bosques de ribera, con una perspectiva de casi dos décadas, ya que se presenta en este trabajo una comparativa de la comunidad de aves de los años 1994/1995 y 2012/2013. En el cuarto capítulo abordamos el estudio de las comunidades de aves de las choperas de repoblación y finalmente en el capítulo cinco se hace una revisión de los eco-servicios que ofrecen los bosques de ribera, centrándonos en aproximarnos a la valoración de dos eco-servicios, el papel que los bosques de ribera tienen en la laminación de las avenidas y el papel que las comunidades de aves que habitan en los bosques de ribera, tienen como elemento de control sobre poblaciones de artrópodos que pueden constituir plagas de árboles y cultivos. Hemos intentado facilitar la lectura de este trabajo, utilizando un lenguaje claro, sin faltar al rigor necesario y el uso de nombres comunes de las especies en muchos casos, ya que creemos que la comunidad científica debe intentar acercarse a la sociedad para favorecer una transferencia efectiva del saber de una a otra. En los anexos se pueden consultar los nombres científicos de las especies de aves.

## ABSTRACT

This doctoral thesis is about rivers, specifically about three rivers from León (Spain), the Torío river, the Bernesga river and Jamuz river, which have been chosen because of certain characteristics. We study aspects about the river and the surrounding territory, so we have called this thesis “Fluvial Territory”, a fluvial space without definite limits, where the river is the unifying force and that comprises the river, the riparian forest and some surrounding ecosystems. The first chapter deals with the study of the landscape, under the frame of the landscape ecology, applying the GIS systems. The second and third chapters are focused on the study of the bird communities of the riparian forest, with a retrospective vision over twenty years, so we present a comparative vision of the bird community of 1994/1995 and 2012/2013. In the fourth chapter, we deal with the bird community in the poplar plantations and finally in chapter five, we look over the ecosystem services, focused on two ecoservices of the riparian forest, the regulation of river floods and the role of the birds who live in the riparian forest in the regulation of the invertebrate population, which can be harmful.

We have attempted to make the reading of this report easier by using an accurate and clear language, and the use of the common names of the species in most cases, because we believe that the scientific community must try to come closer to society to facilitate the effective transfer of knowledge between them. You can find attached the list of scientific name of the species.





# ÍNDICES

## ÍNDICE TEMÁTICO

AGRADECIMIENTOS.....	9
RESUMEN .....	13
ÍNDICES .....	15
INTRODUCCIÓN .....	25
CAPÍTULO 1 Análisis del hábitat de las zonas de estudio .....	33
1.1 Introducción .....	37
1.2 Metodología .....	38
1.3 Análisis del hábitat de estudio .....	43
1.3.1 Descripción del hábitat .....	43
1.4 Estudio del paisaje .....	59
1.4.1 Análisis de los elementos del paisaje .....	59
1.4.2 Análisis de la estructura global del paisaje .....	74
1.4.2.1 Superficies ocupadas por cada tipo de unidad paisajística (UP) .....	74
1.4.2.2 Parámetros del paisaje .....	78
1.4.3 Análisis de la dinámica del paisaje.....	90
1.4.3.1 Definición y cambio de los elementos del paisaje .....	96
1.4.3.2 Análisis de la estructura global del paisaje .....	99
1.4.3.2.1. Evolución de las superficies de cada unidad de paisaje.....	99
1.4.3.2.2 Evolución de los valores de los parámetros del paisaje.....	101
1.5 Evaluación de las variables ambientales.....	101
1.6 Discusión .....	105
1.7 Conclusiones .....	109
CAPÍTULO 2 Descripción de las comunidades de aves.....	111
2.1 Introducción .....	115
2.2 Material y métodos.....	116
2.3 Resultados .....	119
2.3.1. Descripción de las comunidades de aves de las áreas de estudio.....	119
2.3.1.1 Río Torío. Zona alta. Cármenes .....	120
2.3.1.2 Río Bernesga. Zona media. Cabanillas.....	124
2.3.1.3 Río Bernesga. Zona urbana. León .....	129
2.3.1.4 Río Bernesga. Zona media. Alija de la Ribera.....	133
2.3.1.5 Río Jamuz.....	138
2.3.2 La comunidad ripícola .....	144
2.3.3 Evolución temporal de la comunidad de aves.....	149
2.3.3.1 Evolución temporal de los parámetros comunitarios.....	149
2.3.3.2 Evolución temporal de la composición específica de la comunidad.....	149
2.4 Discusión .....	151

2.5 Conclusiones .....	161
CAPÍTULO 3 Relaciones de la comunidad de aves con el hábitat .....	163
3.1 Introducción .....	167
3.2 Metodología .....	167
3.3 Resultados .....	171
3.3.1 Análisis de similitud de las comunidades de las áreas de estudio.....	171
3.3.2 Análisis de las relaciones de las comunidades de aves con las características del medio. ....	176
3.4 Discusión .....	188
3.5 Conclusiones .....	193
CAPÍTULO 4 Las comunidades de aves de las choperas de repoblación.....	195
4.1 Introducción .....	199
4.2 Material y métodos.....	200
4.3 Resultados .....	202
4.3.1 Parámetros comunitarios.....	202
4.3.2 Composición específica.....	205
4.3.3 Relación de la comunidad de aves con el hábitat.....	211
4.4 Discusión .....	215
4.5 Conclusiones .....	217
CAPÍTULO 5 Servicios de las riberas.....	219
5.1 Introducción .....	223
5.2. Identificación de los ecoservicios del bosque de ribera.....	228
5.3 Valoración de ecoservicios.....	230
5.3.1.1 Métodos.....	232
5.3.1.2 Resultados .....	234
5.3.2 Evaluación del Ecoservicio Control de plagas.....	238
5.3.2.1 Métodos.....	240
5.3.2.2 Resultados .....	242
5.4 Discusión .....	247
5.5 Conclusiones .....	255
CONCLUSIONES FINALES .....	257
BIBLIOGRAFÍA .....	263
ANEXO I. Índices climáticos.....	287
ANEXO II. Descripción de los tipos de suelos citados en el texto.....	289
ANEXO III. Métricas de paisaje utilizadas en el estudio del paisaje.....	291
ANEXO IV. Lista de las especies de aves que aparecen a lo largo del texto, con su nombre científico y la abreviatura utilizada.....	295



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Resumen de las métricas de paisaje utilizadas.....	41
Tabla 1.2	Resumen de los dos ambientes dominantes en cada zona en el año 2004. ....	77
Tabla 1.3	Parámetros paisajísticos en la banda de 1000 metros, en el año 2004 .....	78
Tabla 1.4	Parámetros paisajísticos en la banda de 100 metros en el año 2004.....	79
Tabla 1.5	Resumen de Métricas a nivel de paisaje en el pasillo de 1000 metros.....	83
Tabla 1.6	Resumen de Métricas a nivel de paisaje en el pasillo de 100 metros.....	85
Tabla 1.7	Valores de LSI ( <i>Landscape Shape Index</i> ) en los pasillos de 1000 metros.....	86
Tabla 1.8	Valores de ENN de las distintas unidades en los pasillos de 1000 m. ....	87
Tabla 1.10	Valores de LSI de las distintas unidades de paisaje en los pasillos de 100 metros . ....	89
Tabla 1.11	Valores de ENN de las distintas unidades de paisaje en los pasillos de 100 metros . ....	90
Tabla 1.12	Evolución de las tierras de cultivo en cada término municipal.....	96
Tabla 1.13	Evolución temporal de los parámetros paisajísticos. ....	101
Tabla 1.14	Variables ambientales utilizadas en el ACP .....	102
Tabla 1.15	Abreviaturas de las métricas del paisaje utilizadas .....	104
Tabla 2.1	Parámetros comunitarios .....	120
Tabla 2.2	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en el área de Cármenes.....	122
Tabla 2.3	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO paseriformes y córvidos en el área de Cármenes.....	124
Tabla 2.4	Parámetros comunitarios.....	125
Tabla 2.5	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en el área de Cabanillas.....	125
Tabla 2.6	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO paseriformes y córvidos en el área de Cabanillas.....	128
Tabla 2.7	Parámetros comunitarios .....	130
Tabla 2.8	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en el área de la ciudad de León.....	131
Tabla 2.9	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO paseriformes y córvidos en el área de la ciudad de León.....	132
Tabla 2.10	Parámetros comunitarios.....	134
Tabla 2.11	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en Alija de la Ribera.....	134
Tabla 2.12	Abundancia relativa (IKA) de las especies de aves no paseriformes y córvidos en el área de Alija de la Ribera.....	137
Tabla 2.13	Parámetros comunitarios .....	139
Tabla 2.14	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en Santa Elena de Jamuz. ....	140

Tabla 2.15	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves passeriformes (excepto córvidos) en el área de Quintana del Marco.....	142
Tabla 2.16	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO passeriformes y córvidos en el área de Quintana del Marco. ....	143
Tabla 2.17	Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO passeriformes y córvidos en el área de Santa Elena de Jamuz.....	144
Tabla 2.18	Resumen IKA primaveral de varias especies fuertemente ligadas a las riberas en las áreas de estudio.....	146
Tabla 2.19	Resumen de las especies passeriformes con IKA más alto en cada zona.....	150
Tabla 2.20	Resumen de parámetros ecológicos.....	154
Tabla 2.21	Resumen de parámetros ecológicos.....	158
Tabla 3.1	Hábitats dominantes (%) en cada área de estudio.....	173
Tabla 3.2	Resultados de ANOVA para la riqueza.....	175
Tabla 3.3	Resultados de ANOVA para la diversidad.....	175
Tabla 3.4.	Resultados de la regresión lineal con la densidad y riqueza de aves y las variables del hábitat.....	178
Tabla 3.5	Variables utilizadas en el Análisis Canónico .....	185
Tabla 4.1	Localización y características de las choperas muestreadas.....	202
Tabla 4.2	Parámetros ecológicos de las comunidades de aves de las choperas de repoblación. ....	202
Tabla 4.3	Abundancia (IKA) de las especies de aves .....	206
Tabla 4.4	Especies de aves de la chopera organizadas por gremios. ....	207
Tabla 5.1	Ecoservicios de los bosques de ribera .....	228
Tabla 5.2	Análisis de los factores relacionados con los ecoservicios. ....	230
Tabla 5.3	Parámetros que determinan la morfometría del cauce .....	235
Tabla 5.4	Porcentajes de cambio de los Parámetros de dinámica fluvial y vegetación.....	236
Tabla 5.5	Gramos diarios de artrópodos consumidos por el conjunto de especies seleccionadas en la época invernante .....	242
Tabla 5.6	Gramos diarios de artrópodos consumidos por el conjunto de especies seleccionadas en la época reproductora .....	243
Tabla 5.7	Media de los gramos/diarios de artrópodos consumidos por 10 Has de las diferentes especies en el conjunto de riberas estudiadas.....	245

## ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

Fotografía 1.1	Ribera Río Bernesga. Cabanillas.....	37
Fotografía 1.2	Ribera del Bernesga. Alija de la Ribera .....	38
Fotografía 1.3	Río Jamuz a su paso por Quintana del Marco, encauzado con escollera de hormigón.....	39
Fotografía 1.4	Río Bernesga. Cabanillas.....	48
Fotografía 1.5	Ribera Río Torío. Cármenes.....	50
Fotografía 1.6	Río Bernesga a su paso por León, encauzado con escollera de piedras.....	52
Fotografía 1.7	Río Bernesga. Alija de la Ribera.....	54
Fotografía 1.8	Río Jamuz. Quintana del Marco.....	56
Fotografía 1.9	Río Jamuz. Santa Elena de Jamuz .....	58
Fotografía 1.10	Ribera en Alija de la Ribera .....	61
Fotografía 1.11	Río Bernesga. Alija de la Ribera.....	61
Fotografía 1.12	Ribera del Bernesga. Cabanillas.....	65
Fotografía. 1.13	Ribera del Torío. Cármenes en invierno y primavera.....	67
Fotografía 1.14	Comunidad de Cañaverales en el Río Bernesga a su paso por León.....	69
Fotografía 1.15	Río Bernesga a su paso por León .....	69
Fotografía 1.16	Ribera del Jamuz. Santa Elena de Jamuz.....	71
Fotografía 1.17	Sauceda orilla río Jamuz.....	71
Fotografía 1.18	Comunidades de cañaverales. Río Jamuz.....	73
Fotografía 1.19	Choperas de repoblación en Quintana del Marco .....	73
Fotografía 5.1	Encauzamiento en el río Jamuz y crecimiento de carrizal en el cauce.....	237

**ÍNDICE DE MAPAS**

Mapa 1.0	Localización de las áreas de estudio.....	43
Mapa 1.1	Mapa de unidades de paisaje en Alija de la Ribera.....	62
Mapa 1.2	Mapa de unidades de paisaje de Cabanillas.....	64
Mapa 1.3	Mapa de unidades de paisaje de Cármenes.....	66
Mapa 1.4	Mapa de unidades de paisaje de León.....	68
Mapa 1.5	Mapa de unidades de paisaje de Santa Elena de Jamuz.....	70
Mapa 1.6	Mapa de unidades de paisaje de Quintana del Marco.....	72
Mapa 1.7	Mapa de unidades de paisaje en la orilla del río en las zonas de Cabanillas y Cármenes.....	80
Mapa 1.8	Mapa de unidades de paisaje en la orilla del río en las zonas de León y Alija.....	81
Mapa 1.9.	Mapa de unidades de paisaje en las orillas del río en las zonas de Santa Elena del Jamuz y Quintana del Marco.....	82
Mapa 1.10	Mapa de unidades de paisaje de Quintana del Marco en el año 1999.....	92
Mapa 1.11	Mapa de unidades de paisaje de Quintana del Marco en el año 2011.....	93
Mapa 1.12	Mapa de unidades de paisaje de Santa Elena de Jamuz en el año 1999.....	94
Mapa 1.13	Mapa de unidades de paisaje de Santa Elena de Jamuz en el año 2011.....	95
Mapa 1.14	Mapa de unidades de paisaje de Alija de la Ribera en el año 2000.....	97
Mapa 1.15	Mapa de unidades de paisaje de Alija de la Ribera en el año 2012.....	98
Mapa 4.1	Situación de las choperas muestreadas.....	201
Mapa 5.1	Trazado de los ríos estudiados en los años 1957, 1999/2000 y 2011.....	234
Mapa 5.2	Cambios en la morfología del Río Bernesga aguas debajo de León.....	235



## ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfico 0.1	Esquema del D. P. H.....	30
Gráfica 1.1	Distribución en % de UP en Alija de la ribera en el año 2004.....	74
Gráfica 1.2	Distribución en % de UP en Cármenes en el año 2004.....	75
Gráfica 1.3	Distribución en % de UP en Cabanillas en el año 2004.....	75
Gráfica 1.4	Distribución en % de UP en León en el año 2004 .....	76
Gráfica 1.5	Distribución en % de UP en Quintana del Marco en el año 2004.....	76
Gráfica 1.6	Distribución en % de UP en Santa Elena de Jamuz en el año 2004 .....	77
Gráfica 1.7	Evolución de las superficies (%) de cada unidad paisajística en Alija de la Ribera	100
Gráfica 1.8	Evolución de las superficies (%) de cada unidad paisajística en Santa Elena de Jamuz.....	100
Gráfica 1.9	Evolución de las superficies (%) de cada unidad paisajística en Quintana del Marco .....	100
Gráfica 1.10	Proyección de las variables ambientales en el análisis de componentes principales. ....	103
Gráfica 1.11	Proyección de las áreas de estudio en el Análisis de componentes principales.....	103
Gráfica 1.12	Proyección de las métricas del paisaje en el ACP .....	104
Gráfica 1.13	Proyección de las áreas de estudio en el ACP .....	105
Gráfica 2.1	Curva de acumulación de especies en los muestreos de abril a junio en la primera fase del estudio (1994-1995).....	120
Gráfica 2.2	Curva de Rangos de abundancia de las seis áreas de estudio, en la estación reproductora (2013).....	156
Gráfica 3.1	Dendrograma basado en el índice cualitativo de Sorensen. Comunidades invernantes. ....	171
Gráfica 3.2	Dendrograma basado en el índice cuantitativo de Bray Curtis. Comunidades invernantes.....	172
Gráfica 3.3	Dendrograma basado en el índice cuantitativo de Bray Curtis. Comunidades reproductoras.....	174
Gráfica 3.4	Dendrograma basado en el índice cualitativo de Sorensen. Comunidades reproductoras. ....	174
Gráfica 3.5	Relaciones significativas entre la altitud (eje X) y los parámetros de las comunidades de aves (eje Y). ....	177
Gráfica 3.6	Relaciones significativas entre factores del hábitat (eje X) y los parámetros de las comunidades de aves (eje Y). ....	178
Gráfica 3.7	Posición de las muestras en relación a la comunidad reproductora de aves de los años 1994 y 1995 según el análisis factorial de correspondencias. ....	179
Gráfica 3.8	Proyección de las especies de aves sobre el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias.....	181
Gráfica 3.9	Proyección de las muestras en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis, con las comunidades invernantes del 1994 y 1995. ....	182
Gráfica 3.10	Proyección de las especies de las comunidades invernantes de 1994 y 1995.....	183

Gráfico 3.11	Proyección de las especies en el espacio formado por los dos primeros ejes del análisis canónico.....	187
Gráfica 4.1	Evolución del volumen de madera de chopo cortado en España.....	200
Gráfica 4.2	Evolución del volumen de madera de chopo cortado en la provincia de León.....	200
Gráfica 4.3	Curvas acumuladas de riqueza de especies en las riberas con choperas de repoblación.....	203
Gráfica 4.4	Curvas de rango de abundancia de especies en choperas de repoblación .....	204
Gráfica 4.5	Dendrograma basado en el índice cuantitativo de Bray Curtis. Comunidad reproductora de las choperas. ....	213
Gráfica 4.6	Proyección de las especies en época reproductora y las muestras en los dos primeros ejes del análisis factorial.....	213
Gráfica 4.7	Dendrograma basado en el índice cuantitativo de Bray Curtis. Comunidades invernantes de las choperas .....	214
Gráfica 4.8	Proyección de las especies en época invernante y las muestras en los dos primeros ejes del análisis factorial.....	214
Gráfico 5.1	La cascada de los servicios de los ecosistemas.....	225
Gráfico 5.2	Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas .....	226
Gráfico 5.3	Metodología para la evaluación de los servicios reconociendo la multidimensionalidad de los servicios de los ecosistemas.....	227
Gráfico 5.4	Esquema del ecoservicio: Laminación de avenidas.....	231
Gráfico 5.5	Esquema del eco-servicio: Control de plagas .....	238



# INTRODUCCIÓN





## INTRODUCCIÓN

Poco queda de los “Verdes campos y la florida y ancha vega”, y menos aún de “la onda cristalina y los erguidos olmos”, de los que habla Gaspar Melchor de Jovellanos en sus versos al río Bernesga. Los ríos son quizá los ecosistemas más transformados y maltratados a lo largo de la historia. El aprovechamiento por parte del ser humano, del agua y sus terrenos fértiles, han llevado aparejados, todo tipo de actuaciones: canalizaciones, embalses, vertidos, destrucción de sus riberas, ocupación de la llanura de inundación, dejando el ecosistema fuertemente transformado en muchos casos.

En esta tesis doctoral, estudiamos diferentes aspectos del territorio fluvial, entendiendo este término como un espacio sin límites definidos cuyo eje vertebrador es el río, pero que también está ocupado por el bosque de ribera y por los ecosistemas que lo circundan, ya que el extraordinario carácter ecotono de los bosques de ribera, hace que muchas de sus características ecológicas y sus comunidades animales sean una mezcla de los ecosistemas a los que sirve de nexo de unión, la lámina de agua y el ecosistema circundante, que va desde bosques a zonas urbanas, pasando por prados de siega, cultivos, áreas degradadas sometidas a actividades industriales. El entorno de los ríos es de lo más variado, así que las comunidades faunísticas que en él habitan también lo son.

El cuerpo central de esta tesis es el estudio de las comunidades de aves de los bosques de ribera, que casi podríamos decir que no existen como tales, ya que en realidad están formadas por un conjunto de especies típicas de bosques mesofíticos, a los que se unen un conjunto de especies variable, dependiendo del entorno que lo rodea. Se estudian también las características del hábitat que más influyen en la composición de estas comunidades, para lo que analizamos la estructura del paisaje de todo el territorio fluvial, bajo el marco de la ecología del paisaje, y en la parte final del trabajo se revisan los servicios del ecosistema.

Hablar de comunidades de aves de ribera, por tanto, es un tanto ambiguo, porque a lo ya comentado se une el encuadre geográfico que se le quiera dar. Aún ciñéndonos a la provincia de León, nos encontramos con un territorio tan grande, y una red de ríos tan amplia y morfológicamente tan diversa, que no se pueden tratar de definir las comunidades de aves de sus ríos de una manera homogénea, ya que no es lo mismo, la comunidad de aves del río Yuso, en el valle de Lechada, que la comunidad de aves del río Esla, en la parte sur de la provincia. Por tanto, empezaremos acotando los ríos y comunidades caracterizados.

La elección de los ríos no fue al azar. El punto de partida de esta tesis, en el año 1993, ha sido el estudio de ríos que hubieran tenido recientemente o tuvieran proyectadas infraestructuras hidráulicas, contempladas en el anteproyecto del Plan Hidrológico Nacional de 1993, con el fin de medir el impacto ambiental de dichas infraestructuras. Por ello los ríos seleccionados, basándonos en este punto de partida fueron el río Torío, el Bernesga y el Jamuz. El río Torío y el Bernesga, tenían proyectada la construcción de embalses, y el río Jamuz, en parte de su tramo, había sufrido recientemente una canalización muy drástica de la que nos parecía interesante evaluar su impacto. Dentro de estos ríos y para la

elección de las áreas de estudio, seleccionamos tramos que presentaran diferentes estados de conservación y que pudieran ilustrar los diferentes ejemplos de comunidades de aves en áreas más o menos transformadas. Así se seleccionó un tramo de la zona alta del Torío en Cármenes como ejemplo de tramo típico de montaña, con un entorno de prados de siega de aprovechamiento tradicional, bajo poblamiento y hábitat poco transformado; tres tramos del río Bernesga, uno con un uso tradicional, otro con un uso industrial y un tramo urbano; y dos tramos del río Jamuz, uno recientemente canalizado y otro sin canalizar, con un entorno agrario. Finalmente, los proyectos de embalses no se llevaron a cabo y el objetivo de evaluar su impacto se desestimó y cambiamos el enfoque de este proyecto.

En estos seis tramos se muestreó la comunidad de aves en dos fases; la primera en los años 1994 y 1995, haciendo un seguimiento de la comunidad invernante y reproductora durante dos ciclos anuales y la segunda en los años 2012 y 2013 durante un solo ciclo anual. De este modo, nos encontramos en condiciones de comparar las comunidades de aves en las dos fases del estudio, ver su evolución temporal y la relación de esta evolución con los cambios del hábitat.

El estudio del hábitat, se ha llevado a cabo por una doble vía, “*In situ* y “*Ex situ*”. Se tomaron datos del hábitat *In situ*, en las dos fases, completándolos con datos *Ex situ*, de ocupación del suelo y estructura del paisaje, con la ayuda de mapas y fotos aéreas, para lo que se hemos aplicado Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Consideramos que esta retrospectiva de casi dos décadas, da a este estudio un valor añadido muy interesante, ya que estamos en condiciones de detectar tendencias de cambio tanto en la comunidad de aves como en el hábitat.

Para comprender un poco mejor la gestión por parte de la sociedad de los ríos y riberas, se hace necesario hacer un encuadre legal de los mismos. Los ríos y riberas constituyen el llamado dominio público hidráulico, definido por el texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001 de 20 de julio, y regulado por el RD 9/2008 que dice: “constituyen el dominio público hidráulico, entre otros bienes, los cauces de corrientes naturales, continuas o discontinuas y los lechos de lagos, lagunas y embalses superficiales, en cauces públicos”.

Según el RD 9/2008, se distinguen los siguientes elementos referentes al dominio público hidráulico y a sus zonas asociadas:

**Álveo o cauce natural** de una corriente continua o discontinua es el terreno cubierto por las aguas en las máximas crecidas ordinarias (artículo 4 del texto refundido de la Ley de Aguas). La determinación de ese terreno se realizará atendiendo a sus características geomorfológicas, ecológicas y teniendo en cuenta las informaciones hidrológicas, hidráulicas, fotográficas y cartográficas que existan, así como las referencias históricas disponibles. Se considerará como caudal de la máxima crecida ordinaria la media de los máximos caudales anuales, en su

régimen natural producidos durante diez años consecutivos, que sean representativos del comportamiento hidráulico de la corriente.

**Riberas** son las fajas laterales de los cauces naturales situadas por encima del nivel de aguas bajas.

**Márgenes** son los terrenos que lindan con los cauces y situados por encima del mismo. Legalmente se dividen en dos partes:

- Zona de policía es la constituida por una franja lateral de cien metros de anchura a cada lado, contados a partir de la línea que delimita el cauce, en las que se condiciona el uso del suelo y las actividades que en él se desarrollen.
- Zona de servidumbre es la franja situada lindante con el cauce, dentro de la zona de policía, con ancho de cinco metros, que se reserva para usos de vigilancia, pesca y salvamento.

**Lecho** o fondo de los lagos y lagunas es el terreno que ocupan sus aguas, en las épocas en que alcanzan su mayor nivel ordinario. En los embalses superficiales es el terreno cubierto por las aguas cuando estas alcanzan su mayor nivel a consecuencia de las máximas crecidas ordinarias de los ríos que lo alimentan.

**Zonas inundables** son las delimitadas por los niveles teóricos que alcanzarían las aguas en las avenidas, cuyo período estadístico de retorno sea de quinientos años. Atendiendo a estudios geomorfológicos, hidrológicos e hidráulicos, así como de series de avenidas históricas y documentos o evidencias históricas de las mismas En estas zonas no se prejuzga el carácter público o privado de los terrenos, y la administración competente podrá establecer limitaciones en el uso, para garantizar la seguridad de personas y bienes.

La regulación de dichas zonas tiene como finalidad la consecución de los objetivos de preservar el estado del dominio público hidráulico, prevenir el deterioro de los ecosistemas acuáticos, contribuyendo a su mejora, y proteger el régimen de las corrientes en avenidas, favoreciendo la función de los terrenos colindantes con los cauces en la laminación de caudales y carga sólida transportada. Por tanto su delimitación legal es importante, ya que una vez delimitados, la administración competente debería poder llevar a cabo una adecuada gestión del DPH a través de la regulación de las actividades en el mismo. La delimitación física de una zona respecto de las colindantes, se realiza mediante el procedimiento administrativo denominado deslinde, en el que se fijan con precisión los linderos de la misma.

En el RD 9/2008, se hace un reconocimiento de las funciones del DPH, reconociéndole funciones ambientales, de protección de los ecosistemas fluviales, de prevención de inundaciones y de prestación de otros servicios ambientales. También se regula la protección del dominio público hidráulico, a través de las zonas de servidumbre y de policía, que deben prevenir su deterioro y el de los ecosistemas acuáticos y proteger el régimen de las corrientes en avenidas.

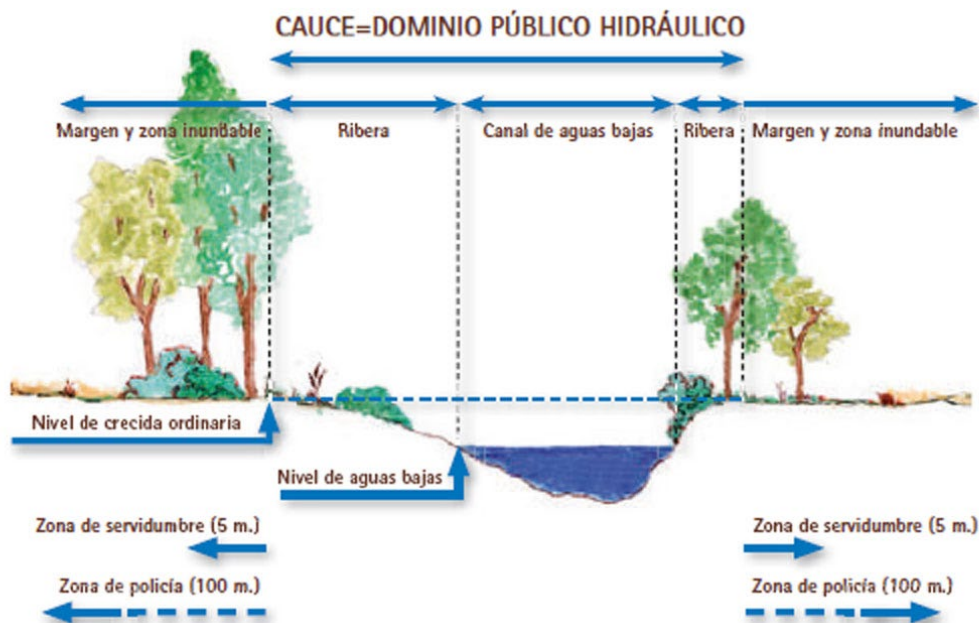


Gráfico 0.1 Esquema del D. P. H. Fuente: Ballarín y Rodríguez 2013.

En consecuencia, **la zona de servidumbre** adquiere nuevas funciones como la protección del ecosistema fluvial y del paso público peatonal, además de las tradicionales de vigilancia, salvamento y amarre de embarcaciones. No se podrán hacer construcciones (salvo casos excepcionales), a menos que sean necesarias para la conservación y restauración del DPH.

**La zona de policía** adquiere su auténtica relevancia en la protección del régimen de corrientes, fijándose criterios técnicos para que esa protección del régimen de corrientes sea eficaz, y se pone un énfasis especial en la posibilidad de ampliar los 100 metros de anchura de dicha zona, cuando sea necesario para la seguridad de las personas y bienes, estableciéndose, asimismo, criterios técnicos precisos para evaluar tal posibilidad. Las zonas que cumplen los dos requisitos anteriores –proteger el régimen de corrientes en avenidas y reducir el riesgo de producción de daños en personas y bienes– se denominan **zonas de flujo preferente**, y en ellas el Organismo de Cuenca solo podrá autorizar actividades no vulnerables frente a las avenidas.

Desde el punto de vista ecológico, definimos las riberas como “el medio inmediatamente adyacente a las vías de drenaje que además está caracterizado por especies o formas biológicas diferentes de las colindantes pertenecientes a la clímax no edáfica (climácica)”, (Sánchez Mata y de la Fuente, 1986). La vegetación de la ribera es edáfica, esto es, que depende básicamente de las características del suelo, siendo la presencia de agua freática determinante, mientras que las zonas colindantes tendrían vegetación climácica, que es la que se desarrolla sobre suelos que solo reciben agua de lluvia. Esta característica hace que los ecosistemas ribereños sean considerados los más productivos del mundo, teniendo una riqueza de especies más elevada que los ecosistemas circundantes (Sánchez Mata y de la Fuente, 1986). Por tanto la ribera constituye en sí misma un ecosistema diferente a los de su entorno, siendo definido por algunos



autores como islas biogeográficas (Szaro, R.C. & Johnston, D.W. 1996; Oria de Rueda, 2003) o islas húmedas (Sterling Carmona, 1996).

La definición de isla biogeográfica se refiere al hecho de que la accesibilidad del agua por parte de la vegetación durante gran parte del año permite la existencia de especies propias de otras latitudes, caducifolias en el dominio de las perennifolias, por ejemplo, actuando los ríos como vías de penetración de especies hacia ambientes más esteparios, fuera de sus áreas de distribución (Sterling Carmona, 1996). Las riberas también actúan como corredores de comunicación de la fauna entre los diferentes ecosistemas forestales (Hunter, 1990; Sevilla, 2008). El concepto de isla húmeda, asocia la presencia de esa vegetación a un gradiente de humedad en el suelo (vegetación edafohigrófila) que distingue estas formaciones en cuanto a su composición específica y estructura del resto de comunidades vegetales de su entorno. La vegetación de ribera posee una estructura y composición definida por la frecuencia y magnitud de las avenidas fundamentalmente, además de la conexión entre las aguas del freático y los horizontes del suelo colonizados por la vegetación. En función de estos factores y desde el inicio de la zona de ribera en la dirección del gradiente de humedad, perpendicular a la línea de la corriente del río, se encuentran helófitos, especies arbustivas, arbóreas (con distinto grado de resistencia al encharcamiento) hasta conectar con la vegetación climatófila de la zona en cuestión o el uso del suelo que la haya sustituido. En condiciones naturales, está sometida al régimen de crecida de aguas, de modo que se asienta en gran parte en terrenos que se inundan temporalmente, lo que determina su presencia y supervivencia (Sánchez Mata, 1986). La existencia de unas u otras comunidades vegetales ribereñas, dependen de factores macro y microclimáticos, edáficos, geológicos, etc., que determinan los regímenes hidrológicos de los ríos.

## ¿QUÉ ES UN AVE DE RIBERA?

Después de revisar el encuadre legal de los ríos y riberas y hacer un somero análisis de las características de los bosques de ribera, definiremos las aves de ribera, cuestión complicada, ya que siendo el soto un ecosistema fuertemente ecotónico, su comunidad de aves también lo es, albergando bajo su seno, el mismo espectro de variedad que tiene la ribera en sí; encontramos desde aves acuáticas, pasando por aves de pedregales y limos, aves especialistas de arbustos, hasta las aves forestales típicas de la vegetación climática circundante, incluyendo también aves urbanas residentes en los edificios aledaños. Además si esta vegetación climática ha sido sustituida por otros usos, la ribera también recoge las especies típicas de los mismos, bien sean cultivos, áreas antropizadas, o cualquier otro uso que se pueda presentar, presentando finalmente la comunidad de aves un amplio espectro difícil de definir, aunque algunos organismos como SEO/BirdLife (Ibero et al., 1996), han realizado algunas listas de aves más fuertemente ligadas a las riberas, o que, al menos son frecuentes en ellas, aunque lo sean también en otros hábitats, o habituales al menos en algunas épocas del año. Las características ecológicas del soto, rico en agua y recursos tróficos, vegetación muy estratificada y su carácter de refugio, le convierte en pequeños oasis ornitológicos, en las que las densidades de aves, pueden llegar a 500 aves/10 has, cuando en otros hábitats europeos difícilmente se sobrepasan

las 200 aves/10 has (Monreal, 1986). Numerosos autores señalan que es además el ecosistema con mayor diversidad de España y de Europa (Monreal, 1986; Tellería, 1987; Reichholf, 1987; Pineda et al., 2002). A todo lo anterior añadir, que las ripisilvas, son corredores migratorios fundamentales para muchas aves insectívoras forestales, con lo que su fauna varía notablemente a lo largo del año. Su capacidad como corredor, depende de su **conectividad** que se define por la propia estructura del río (curvilinearidad, roturas o discontinuidades, estrechamientos y nudos o ensanchamientos), características descriptivas de los corredores de ribera (Forman & Godron, 1986), y es una característica muy importante para valorar el estado de conservación y el valor de conservación para la fauna del corredor, ya que la conectividad de los bosques de ribera, encajados a lo largo de la red hidrográfica, permite su funcionalidad como rutas migratorias de especies de plantas y animales asociados con ambientes húmedos (Odum, 1978; Camprodón y Plana, 2001).

Por tanto el conjunto de especies que podemos encontrar en una ribera, son muchas y diversas y dependerá tanto de las propias características del soto, como de las características de los ecosistemas circundantes, cuestiones que trataremos en los capítulos 2 y 3 de esta tesis. De un modo general, hay representación de aves típicas de ecosistemas fluviales (patos, garzas, Avión zapador, Mirlo acuático, Martín pescador), a la que se unen especies de preferencias forestales, en especial si escasean los bosques en los alrededores, o utilizan su cobertura para protegerse en la época reproductora, aunque se alimenten fuera, por ejemplo, las palomas y algunas rapaces. También sirven de refugio en el invierno a especies de campo abierto, como fringílidos, aláudidos, o bisbitas y podríamos seguir listando especies, hasta llegar a unas 100 especies de aves, de presencia regular en los sotos españoles, siendo más de la cuarta parte de la avifauna española. Por citar alguna característica concreta, señalar que son fundamentalmente de carácter templado, cuyos centros de dispersión están en Europa Central y Atlántica y que utilizan los sotos como corredores verdes para adentrarse en zonas más meridionales.

La composición específica de las comunidades de las aves de las riberas estudiadas, en consecuencia con todo lo dicho, está determinada por un gran número de factores, biogeográficos, climáticos, las características de los ambientes circundantes, y la estructura de la vegetación.



# **CAPÍTULO 1**

**ANÁLISIS DEL HÁBITAT DE LAS ZONAS DE ESTUDIO**



## ÍNDICE CAPÍTULO 1

1.1 Introducción .....	37
1.2 Metodología .....	38
1.3 Análisis del hábitat de estudio .....	43
1.3.1 Descripción del hábitat .....	43
1.4 Estudio del paisaje .....	59
1.4.1 Análisis de los elementos del paisaje .....	59
1.4.2 Análisis de la estructura global del paisaje.....	74
1.4.2.1 Superficies ocupadas por cada tipo de unidad paisajística .....	74
1.4.2.2 Parámetros del paisaje .....	78
1.4.3 Análisis de la dinámica del paisaje .....	90
1.4.3.1 Definición y cambio de los elementos del paisaje .....	96
1.4.3.2 Análisis de la estructura global del paisaje.....	99
1.4.3.2.1. Evolución de las superficies de cada unidad de paisaje.....	99
1.4.3.2.2 Evolución de los valores de los parámetros del paisaje	101
1.5 Evaluación de las variables ambientales.....	101
1.6 Discusión .....	105
1.7 Conclusiones.....	109

## OBJETIVOS

Describir el medio físico de las zonas de estudio, desde un punto de vista multidisciplinar.

Hacer una descripción de los elementos del paisaje identificando la matriz, manchas y corredores.

Hacer un análisis de la estructura global del paisaje de las áreas de estudio.

Analizar la dinámica temporal del paisaje en las zonas con matriz agrícola.

Determinar cuales son las variables ambientales que más influyen en la definición de las tipologías de hábitats resultantes.





## 1.1 INTRODUCCIÓN

El hábitat ripícola es el hábitat colindante a las orillas de ríos, arroyos y humedales. Debido a la cercanía del agua, se diferencia claramente de los hábitats colindantes, en especial en climas secos, donde el hábitat ripícola, se asemejaría a un oasis en medio del desierto.



Fotografía 1.1 Ribera Río Bernesga. Cabanillas

Nos encontramos con un medio más húmedo (suelo y atmósfera) y más fresco que el espacio no ribereño. En su estado original, muestra una vegetación arbórea freatofítica densa, y un estrato arbustivo ampliamente desarrollado. Los chopos (*Populus sp*) y sauces (*Salix sp*), definidos como freatofíticos, tienen sus raíces en agua permanente del suelo o en el borde capilar por encima de la tabla freática. Sus suelos son húmedos y fértiles, lo que ha hecho que la intervención humana en ellos haya sido muy intensa. La ribera se ha definido secularmente como los terrenos próximos al cauce comprendidos entre el nivel mínimo del agua y el de las máximas crecidas (Costa y otros, 2001). En nuestras latitudes, es difícil encontrar sotos en estado natural o poco transformados, sin contar con que además muchos ríos han sufrido regulaciones en su caudal, lo que ha conllevado obras y variadas infraestructuras, en ellos y sus riberas: pantanos, presas, canalizaciones que han sido fuente de muchos conflictos sociales; los conflictos entre tipos de manejo en sistemas ripícolas son analizados por Jonson y otros (1985). Oria de Rueda y Díez (2003), consideran las riberas como un tipo de bosque, en el contexto de la CCAA de Castilla y León.



Nuestras zonas de estudio, abarcan hábitats con diferentes niveles de intervención humana, desde zonas con bajo nivel de impacto, con un uso tradicional de prados de siega y huertas en el río Torío en Cármenes y en el río Bernesga en Cabanillas, riberas medianamente transformadas, como el río Jamuz a su paso por Santa Elena de Jamuz, cuyas orillas se han aprovechado como zonas de cultivo, que en las últimas décadas está siendo paulatinamente sustituido por choperas de repoblación, hasta zonas con un alto impacto, el río Bernesga en Alija de la Ribera, que ha sufrido una intensa explotación de extracción de áridos, el mismo río a su paso por León, o el río Jamuz a su paso por Quintana del Marco, ambos tramos, canalizados y destruida su ribera natural, para ser sustituida por otra replantada, en la que el paso del tiempo ha ido incluyendo elementos propios de la regeneración natural.

El análisis del hábitat y el paisaje que se hace en este capítulo tiene un fin instrumental y nos ha servido de base para posteriormente establecer relaciones entre avifauna, hábitat y paisaje en la investigación que recoge esta memoria.



Fotografía 1.2. Ribera del Bernesga. Alija de la Ribera

## 1.2 METODOLOGÍA

Para el estudio y tipificación del hábitat partimos de datos tomados in situ y datos tomados a partir de fotos aéreas.

La toma de datos *in situ* consistió en tomar una serie de medidas, cobertura vegetal, los diámetros de los árboles, número medio de estratos de vegetación,

identificación de especies de árboles y arbustos, cálculo del QBR o índice de calidad fluvial, según el protocolo STREAMED (Munné, 2003). Estos datos se han tratado con técnicas de análisis multivariante. Este tipo de análisis permite ordenar la lo largo de una serie de ejes, la información contenida en una matriz de observaciones y atributos, que recogen las principales tendencias de variación del conjunto de datos (Digby & Kempton, 1967), caracterizándose por absorber de forma sucesiva, la máxima varianza disponible. Cada eje o factor representa un gradiente continuo entre dos polos opuestos de la nube de puntos multidimensional.



Fotografía 1.3. Río Jamuz a su paso por Quintana del Marco, encauzado con escollera de hormigón.

Se analizaron las ortofotos aéreas de los años 1999/2000, 2004 y 2011/2012. La disponibilidad de material fotográfico no es totalmente homogéneo, presentan distinta resolución y las más antiguas menos nitidez que las más recientes, hechos que dificultan un poco la fotointerpretación. Las fotografías seleccionadas para el estudio general de la estructura del paisaje fueron las del año 2004, que son las de mayor resolución e intermedias entre los dos momentos del muestreo de aves. En los casos en los que se ha observado en las zonas de ribera un paisaje en transformación, se ha analizado la dinámica temporal del paisaje, realizando mapas de unidades de paisaje, en tres momentos temporales, para observar cambios y tendencias, basándonos en las fotos del 1999, 2004 y 2011. Las fotografías pertenecen al Plan Nacional de Ortofoto Aérea (PNOA), con una resolución de 70 cm las del 1999 y 2000, 25 cm las del 2004 y 50 cm las del 2011 y 2012.



En cada una de las ortofotos de cada área de estudio, se marcó el itinerario de muestreo de las aves, sobre el que se tomaron medidas de anchura del cauce de aguas bajas y se calcularon porcentajes de cobertura arbórea en varios puntos del itinerario. Con estos datos, se han sacado medias de la anchura del cauce y de cobertura vegetal de la ribera a lo largo del itinerario estudiado.

Para analizar la estructura del paisaje, para cada área de estudio se dibujó mediante la herramienta *buffer*, del ArcGIS un área de 500 metros a cada lado, del itinerario previamente marcado (banda de 1km); este pasillo nos define un área de unas 200 Has, en cada área de estudio. No todas las áreas son del mismo tamaño porque los itinerarios, aunque similares en longitud, no son exactamente iguales, por ello los resultados se dan en relación a una unidad base, ya sea lineal o de superficie o en porcentajes. Se definió también otra área mediante la herramienta *buffer*, de 50 metros a cada lado del itinerario, (banda de 100 metros), para hacer valoraciones más pormenorizadas del uso del suelo en la orilla del río; este pasillo nos define un área de unas 7-15 Has, con las mismas salvedades que para las áreas grandes.

En estas áreas se hizo una labor de fotointerpretación; se definen unas unidades de paisaje, se dibujan todos los polígonos existentes y posteriormente se les asigna en una tabla de atributos una etiqueta numérica, según la unidad observada; asumimos cierta subjetividad en la asignación de unidades. Para los trabajos de fotointerpretación utilizamos una escala de captura de la información de 1:5000 para las bandas de 1000 metros de ancho, lo que nos define un margen de error de 1 m. y 1:3000 para las bandas de 100 metros, lo que nos define un margen de error de 60 cm. Se obtienen redes de unas 200 columnas y 700 filas con un tamaño de celda de 2x2. Finalmente se rasterizaron, sirviendo estos archivos "*raster*" como base para obtener los mapas de unidades de paisaje; el manejo de las ortofotos, y todos los mapas derivados de la fotointerpretación, se hicieron con el programa ArcGIS, 10.

Los archivos "*raster*" también se utilizaron como base para el análisis con el software FRAGSTAT (McGarigal & Marks, 1995) que permite cuantificar mediante diferentes parámetros la estructura global del paisaje a partir de imágenes "*raster*". *Fragstat*, crea unos ficheros que contienen el número de píxeles de cada unidad paisajística, y el número de píxeles consecutivos pertenecientes a las distintas unidades, combinadas dos a dos; a partir de estos datos el programa calcula los parámetros; se miden parámetros al **nivel de paisaje** (*landscape level*), es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez y también parámetros a **nivel de clase** (*class level*), para medir la **conectividad**, entre las diferentes clases.

Los índices y parámetros de paisaje medidos nos aportan interesantes datos numéricos sobre la composición y la configuración de los paisajes, la proporción de cada cubierta del suelo o la superficie y la forma de los elementos del paisaje; además, los índices de paisaje permiten una útil e interesante comparación entre distintas configuraciones paisajísticas, la misma área en distintos momentos temporales o la definición de escenarios futuros (Gustafson, 1998). Los métodos cuantitativos en ecología del paisaje son aplicables a un triple nivel (McGarigal y Marks, 1995; Botequilha y otros, 2006):

a) A nivel de fragmento o parche (*patch level*). Los cálculos se aplican a cada fragmento individualmente. Es el nivel adecuado, por ejemplo, para determinar cual es el fragmento de mayor superficie entre todos los representados.

b) A nivel de clase (*class level*). Los cálculos se aplican a cada conjunto de fragmentos de la misma clase, es decir, a aquéllos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de uso del suelo, hábitat, etc. Es el nivel apropiado para calcular cual es la superficie que ocupa una determinada cobertura del suelo, como podrían ser los bosques, o cual es la extensión media ocupada por los fragmentos de esa cobertura.

c) A nivel de paisaje (*landscape level*). Los cálculos se aplican al conjunto del paisaje, es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez. El resultado nos informa del grado de heterogeneidad o de homogeneidad del conjunto del área que se ha cuantificado.

Para nuestro estudio aplicamos las siguientes métricas para los niveles de clase y paisaje (Tabla 1.1)

Tabla 1.1. Resumen de las métricas de paisaje utilizadas. En el anexo III, se pueden consultar una explicación detallada de cada métrica.

Usos del suelo (Class level)	Paisaje (Landscape level)
C1. Área ocupada por cada clase (CA)	L0. Número de fragmentos (NP)
C2. Porcentaje de cada clase respecto al total (PLAND)	L1. Densidad de fragmentos (PD)
C3. Número de manchas de cada clase (NP)	L2. Densidad de bordes (Edge density)
C4. Media índice de forma (SHAPE_MN)	L3. Media del área de los fragmentos (AREA_MN)
C5. Índice mancha mayor (LPI)	L4. Riqueza de hábitat (PR)
C6. Media del radio de giro de los fragmentos (Gyrate_MN)	L5. Densidad de Riqueza de hábitat (PRD)
C7. Índice forma del paisaje (LSI)	L6. Índice de mancha mayor (LPI)
C8. Distancia al vecino más próximo (ENN_MN)	L7. Media del índice de aspecto (SHAPE_MN)
C9. Clumpy	L8. Media del radio de giro de los fragmentos (Gyrate_MN)
C10. Índice de cohesión de las manchas. (Cohesion)	L9. Índice de diversidad de Simpson (SIDI)
	L10. Índice de dominancia de Simpson (SIEI)

Se han realizado dos análisis diferenciados, por un lado y para el área más grande (banda de 1km.) analizamos la estructura del territorio fluvial en su conjunto; para las áreas más estrechas (banda de 100 m.), analizamos la estructura de la línea de ribera. Además y en función de los objetivos planteados se han utilizado 2 escalas tipológicas diferentes; en el estudio general del paisaje se diferenciaron hasta 16 unidades de paisaje diferentes, en el análisis de la dinámica

del paisaje, se ha trabajado con una tipología menos detallada donde se han definido 7 unidades de paisaje; esta decisión la justificamos en el hecho de que “la elaboración de clases de trayectorias de cambio, es más sencilla y explicativa cuanto menos detallada sea la tipología” (Suárez Seoane, 1998).

A la hora de interpretar resultados, hay que tener siempre en cuenta, que la utilización de índices y resultados cuantitativos, tiene algunas limitaciones. En primer lugar, los fragmentos son elementos que se definen como discretos obviando las situaciones de transición existentes entre los límites definidos y, por tanto, se trata de una simplificación de la heterogeneidad que realmente existe (McGarigal & Cushman, 2005); en segundo lugar, la definición y número de unidades de paisaje que se diferencian para realizar los cálculos de los índices de paisaje condiciona, de forma notable, los resultados cuantitativos derivados de la aplicación (Turner et al., 2001) y en tercer lugar, la escala desempeña un papel fundamental y condiciona, de forma también determinante, los resultados de los índices de paisaje, por lo que es imprescindible identificar correctamente cual es la escala más adecuada para desarrollar un determinado tipo de estudio. A consecuencia de las limitaciones citadas, la comparación de resultados solo debe hacerse, cuando las escalas y las categorías de uso, son similares. En caso contrario, los resultados comparativos se convierten en una pura suposición.

El encuadre de las áreas de estudio desde el punto de vista fitogeográfico y bioclimático se realiza siguiendo la clasificación bioclimática mundial<sup>1</sup> propuesta por el Centro de Investigaciones Fitosociológicas. Los índices climáticos, se han extraído de las estaciones bioclimáticas de Boñar, La Bañeza y León, que publica el Centro de Investigaciones Fitosociológicas, extrapolando a las áreas de estudio los datos de las estaciones más cercanas. Los valores de precipitación y altitudes medias se han tomado de los publicados en el sistema de Información geográfico agrario del Ministerio de Agricultura<sup>2</sup>. Las estaciones termopluviométricas utilizadas son las de Cuadros, La Bañeza y la del Monte San Isidro (León) y la estación pluviométrica de Cármenes. Los datos geológicos (litología, geomorfología) se han extraído del Atlas del Medio Natural de la provincia de León, del Instituto Tecnológico Geominero de España. (ITGME, 1985) y los datos edafológicos, se han extraído del mapa de suelos de Castilla y León del IRNASA-CSIC a escala 1:400.000, elaborado por Itacyl, en el año 2012. Este mapa<sup>3</sup> sigue la clasificación de suelos de la FAO, donde se establece un primer nivel o grupo de suelo de referencia (GRS), más el calificador correspondiente (segundo nivel en la estructura de la Base de Referencia Mundial para Recursos de Suelos- WRB). En el anexo II se puede consultar una descripción detallada de los tipos de suelos nombrados en el texto. La clasificación desde el punto de vista biogeográfico, se hace siguiendo la clasificación de la Asociación Española de Fitosociología (AEFA), (Rivas Martínez et al., 2002) y los datos de las comunidades vegetales se han tomado de Itinera geobotánica (Rivas Martínez et al., 2002).

---

1 Sistema de Clasificación Bioclimática Mundial, 1996-2009, S.Rivas-Martínez & S.Rivas-Sáenz, Centro de Investigaciones Fitosociológicas, España. <http://www.ucm.es/info/cif> (Consultado en diciembre 2012)

2 Sistema de Información geográfico agrario. SIGA. <http://www.sig.mapa.es> (Consultado en Enero 2013).

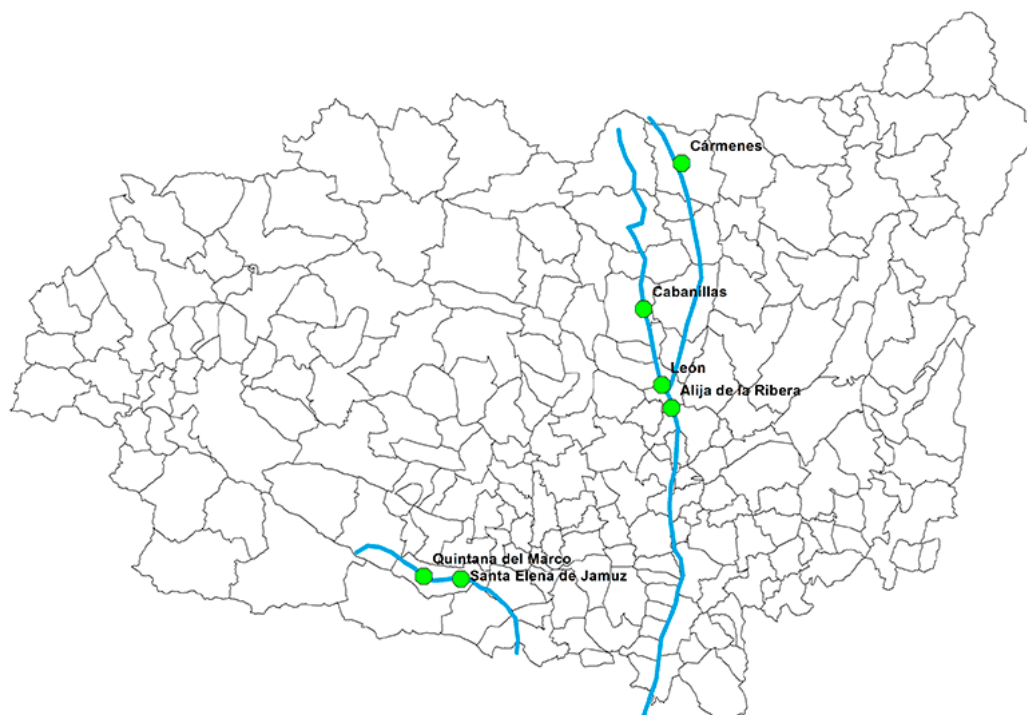
3 Disponible en <http://www.suelos.itacyl.es>



## 1.3 ANÁLISIS DEL HÁBITAT DE ESTUDIO

### 1.3.1 DESCRIPCIÓN DEL HÁBITAT

Las seis áreas de estudio se sitúan sobre seis puntos de la red fluvial en tres diferentes ríos de la provincia de León (Ver mapa 1.0).



Mapa 1.0 Localización de las áreas de estudio.

Toda la Península Ibérica se encuentra en el Reino Holártico, y en ella se distinguen la existencia de dos macrobioclimas, el mediterráneo y el templado. Una de nuestras zonas de estudio, Cármenes, se encuentra en el dominio templado y el resto en el mediterráneo. En la clasificación bioclimática utilizada desde hace años en Geobotánica las jerarquías tipológicas de expresión **latitudinal** son los macrobioclimas, los bioclimas y variantes bioclimáticas, en tanto que en su aspecto **altitudinal** son los pisos bioclimáticos o representación ombro-termotípica.

Los bioclimas son unidades básicas del sistema tipológico de la actual clasificación bioclimática de la Tierra (*Global Bioclimatics*<sup>4</sup>). Se trata de un espacio biofísico delimitado por unos determinados tipos de vegetación y sus correspondientes valores climáticos. Los pisos bioclimáticos son los termotipos y ombrotipos. Son cada uno de los tipos o grupos de medios que se suceden en una cliserie altitudinal o latitudinal. Se delimitan en función de los factores termoclimáticos (termotipos, It, Itc, Tp) y ombroclimáticos (ombrotipos, Io). Cada piso bioclimático posee unas determinadas formaciones y comunidades vegetales. De los conceptos anteriores nace un nuevo concepto, el **isobioclima**: es un

4 Informes bioclimáticos. <http://www.globalbioclimatics.org/>

modelo bioclimático formado por un bioclima, un termotipo y un ombrotipo, de los que se reconocen en la tierra con entidad territorial apreciable unos 300. Su determinación es muy útil para identificar territorios con tipos de vegetación equivalente. En el anexo I se pueden consultar los índices climáticos utilizados en la clasificación bioclimática.



Bioclimates Variants		Bioclimatic thresholds			
		Ic	Io	Tp	
<b>MEDITERRANEAN</b>					
Mpo		<b>Mediterranean pluviseasonal oceanic</b> .....	$\leq 21$	$> 2.0$	-
Mpost		M. pluviseasonal oceanic steppic			
Mpc		<b>Mediterranean pluviseasonal continental</b> .....	$> 21$	$> 2.0$	-
Mpcst		M. pluviseasonal continental steppic			
Mxo		<b>Mediterranean xeric oceanic</b> .....	$\leq 21$	1.0 - 2.0	-
Mxost		M. xeric oceanic steppic			
Mxc		<b>Mediterranean xeric continental</b> .....	$> 21$	1.0 - 2.0	-
Mxcst		M. xeric continental steppic			
Mdo		<b>Mediterranean desertic oceanic</b> .....	$\leq 21$	0.1 - 1.0	-
<b>TEMPERATE</b>					
Tho		<b>Temperate hyperoceanic</b> .....	$\leq 11$	$> 3.6$	-
Thosm		T. hyperoceanic submediterranean			
Toc		<b>Temperate oceanic</b> .....	11 - 21	$> 3.6$	-
Tocsm		T. oceanic submediterranean			
Tocst		T. oceanic steppic			
Tco		<b>Temperate continental</b> .....	$> 21$	$> 3.6$	-
Tcosm		T. continental submediterranean			
Tcost		T. continental steppic			
Txe		<b>Temperate xeric</b> .....	$\geq 7$	$\leq 3.6$	-
Txe		T. xeric steppic			







Figura1.1 Mapa de los bioclimas existentes en la Península Ibérica. Fuente: Centro de Investigaciones fitosociológicas



**Bioclimates**  
Variants

**Bioclimatic thresholds**  
Itc      Tp (1)

**MEDITERRANEAN**

<b>Im</b>		<b>Inframediterranean</b> .....	450 - 580	> 2450
<b>Tm</b>		<b>Thermomediterranean</b> .....	350 - 450	> 2150
<b>Mm</b>		<b>Mesomediterranean</b> .....	220 - 350	> 1500
<b>Sm</b>		<b>Supramediterranean</b> .....	< 220	> 900
<b>Om</b>		<b>Oromediterranean</b> .....	-	450 - 900
<b>Cm</b>		<b>Cryoromediterranean</b> .....	-	1 - 450

**TEMPERATE**














<b>It</b>		<b>Infratemperate</b> .....	410 - 480	> 2350
<b>Ism</b>		Infra-submediterranean (2)		
<b>Tt</b>		<b>Thermotemperate</b> .....	300 - 410	> 2000
<b>Tsm</b>		Thermo-submediterranean (2)		
<b>Mt</b>		<b>Mesotemperate</b> .....	180 - 300	> 1400
<b>Msm</b>		Meso-submediterranean (2)		
<b>St</b>		<b>Supratemperate</b> .....	< 180	> 800
<b>Ssm</b>		Supra-submediterranean (2)		
<b>Ot</b>		<b>Orotemperate</b> .....	-	380 - 800
<b>Osm</b>		Oro-submediterranean (2)		
<b>Ct</b>		<b>Cryorotemperate</b> .....	-	1 - 380
<b>Csm</b>		<b>Hemiboreal</b> (3) .....		
<b>Hb</b>		Cryoro-submediterranean (2)	-	-

Figura 1.2 Mapa de los pisos bioclimáticos existentes en la Península ibérica Fuente: Centro de Investigaciones Fitosociológicas

1 TP usada si IC>21 o ITC <120  
 2 Condiciones: Temperatura submediterránea IOSI P<2.5 T  
 Al Norte de 45° N  
 IC < 21, altitud < 400 m; Tp (720-900).  
 IC 21-28, altitud < 1000 m; TP (780-900)  
 IC>28, altitud <1000 m, TP (800-900)



## ÁREA NÚMERO 1. CABANILLAS.

El itinerario de estudio de las aves recorre 1.5 Km. sobre la orilla izquierda del río Bernesga, aguas abajo partiendo del puente de Cabanillas, hoja 161 “León” del mapa militar (1:50.000) del Servicio Geográfico del Ejército (SGE), término municipal de Cuadros. El río está limpio en esta zona y su ribera está bien desarrollada y presenta un buen estado de conservación, con un uso tradicional de prados y sebes y algunas choperas de repoblación. La altitud media del municipio es de 1016 m s.n.m., estando el río a 900 m s.n.m.

Desde el punto de vista biogeográfico, se encuadra en:

- Región Mediterránea
- Subregión Mediterránea occidental
- Provincia Mediterránea Ibérica Occidental
- Subprovincia Carpetano Leonesa
- Sector Leonés

Cabanillas presenta un bioclima mediterráneo pluviestacional oceánico ( $l_c \leq 21$ ) e ( $l_o > 2.0$ ). Piso bioclimático: termotipo: supramediterráneo bajo; ombrotipo: subhúmedo bajo.

ITC	167.3
Tp	1324
IC	16.9
lo	4.04
P	667

Desde el punto de vista geológico, Cabanillas pertenece a la llamada comarca Tierra de León, toda ella asentada sobre materiales miocénicos del borde norte de la cuenca terciaria del Duero, recubiertos en diferentes grados por sedimentos fluviales de terrazas cuaternarias. El mioceno está formado fundamentalmente por arcillas y margas, aflorando en mucha menor extensión otras litologías como conglomerados con arenas y arcillas con fuerte lavado y alteración. Los sedimentos fluviales cuaternarios que tapizan los sedimentos terciarios son arcillas y limos de inundación sobre arenas y conglomerados fluviales. Los relieves son suaves y ondulados, con contrastes entre las zonas altas de las terrazas y las bajas llanuras de inundación (vegas o riberas). El fondo del valle presenta una morfología aluvial, con terrazas bajas en la margen derecha y relieves en materiales terciarios y mesozoicos en la margen izquierda, salpicados por rañas. Desde el punto de vista edafológico, distinguimos entre los suelos que están en fase freática, es decir, suelos que tienen una capa freática dentro de los 5 m superficiales, y los suelos que están en la fase de gravas, suelos con un horizonte superficial con más del 30% de gravas en peso. En la fase freática, encontramos fluvisoles calcáricos y en la fase de gravas regosoles dístricos. Las comunidades vegetales potenciales de la zona ligada al río, son olmedas de *Ulmus minor*,

saucedas-choperas de *Salix neotricha* y *Populus nigra* y saucedas arbustivas de *Salix eleagnos* subs. *angustifolia*.

Las saucedas arbustivas pertenecen a la asociación ***Salicetum angustifolio-salvifoliae*** (Saucedas arbustivas edafófilas). Formaciones arbustivas, colonizadoras de los cauces de ríos y arroyos que nacen de sustratos pobres en bases y que florísticamente están formadas por diversas especies del género *Salix*, de talla mediana, entre las que destaca *Salix salvifolia* y *Salix eleagnos*. Se encuentran en ríos con marcado estiaje, y fuertes avenidas primaverales. Estas saucedas arbustivas configuran la primera banda de vegetación entre el cauce del río y las choperas saucedas.

***Populo nigrae-salicetum neotrichae*** (Choperas saucedas). Bosques ribereños dominados por chopos (*Populus nigra*, y *Populus alba*) y sauces arbóreos (*Salix neotricha* y *Salix salvifolia*). Ocupan la segunda banda de vegetación a partir del río, entre las saucedas arbustivas y las olmedas.

***Aro maculati-ulmetum minoris*** (Olmedas mesofíticas). Aparecen en los sotos del piso supramediterráneo, presentando una combinación florística peculiar. Son bosques caducifolios formadas por olmos (*Ulmus minor*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*), chopo (*Populus nigra*) y álamo blanco (*Populus alba*), como principales especies arbóreas. El olmo en esta zona ha sido esquilmado por la grafiosis. Al localizarse en los fondos de valle sobre suelos fértiles, han sido frecuentemente transformados en cultivos y prados, es difícil encontrar olmedas bien desarrolladas, después de la grafiosis, los olmos están casi desaparecidos. Testigos de estos bosques, quedan junto con sus etapas de degradación en los linderos entre las fincas.

En las olmedas es frecuente encontrar, como primera etapa de sustitución más o menos desarrollada una orla arbustiva con arbustos espinosos de los géneros *Rosa* sp., endrinos *Prunus spinosa*, cornejos *Cornus sanguinea*, espino albar, *Crataegus monogyna*, entre otros. Por destrucción, y /o alteración de las olmedas aparecen una serie de comunidades de gramíneas, sobre suelos profundos utilizadas como prados de siega de la alianza Festuco *amplae-Agrostietum castellanae*, bien representados en la zona de estudio.

Las comunidades semi-encharcadas que se presentan en la zona son cañaverales y espadañales.

***Phalaridetum arundinaceae***. Cañaverales constituidos por grandes helófitos como *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis* y especies herbáceas como *Gratiola officinalis*, que se desarrollan en zonas encharcadas de las proximidades de los cauces de los ríos, que se encuentran recubiertas por el mismo durante buena parte del año.

***Scirpo lacustris-phragmitetum*** Espadañales formados por juncos y carrizos a los que acompañan espadañas y otros grandes helófitos, que viven la mayor parte del año con las bases del tallo sumergidas en agua dulce. Sus especies más características son *Scirpus lacustris*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* y *Typha latifolia*.

Los bosques óptimos de la zona, más alejada del río, corresponden según la orientación, a encinares *Junipero oxicedri-querquetum rotundifoliae sigmetum* o melojares de Festuco *heterophyllae- querceto pyrenaicae sigmetum*. Estos rodales se desarrollan en las lomas de la orilla izquierda.



Fotografía 1.4 Río Bernesga. Cabanillas

En el área de Cabanillas, están bien representadas las saucedas y choperas. Las olmedas sin embargo, están transformadas en su mayoría en un sistema de prados y sebes y pequeñas huertas a ambas orillas del río. Existen choperas de repoblación, pero en pequeñas extensiones.

En la zona más alejada del valle dominan zonas de pastizal y matorral, poco denso con arbolado disperso, provenientes de la degradación de encinares y melojares, que ocupan buena parte de las laderas que rodean el río en el área estudiada. El área es utilizada por ganado vacuno en régimen extensivo, sobre todo en la margen izquierda.

## ÁREA NÚMERO 2. CÁRMENES

El itinerario de estudio recorre un kilómetro aguas arriba del puente de Almuzara sobre el río Torío. Hoja 131 “Cármenes” del mapa militar (1:50.000) del Servicio Geográfico del Ejército (SGE), municipio de Cármenes. Es una zona del tramo alto del río siendo la altitud media del municipio de 1527 m s.n.m.; en el fondo del valle, a una altitud de 1160 m s.n.m. discurre el río, rodeado de prados



de siega delimitados por sebes; las laderas con cierta pendiente que ocupan la periferia del área estudiada presentan matorral y áreas de vegetación herbácea y pastizal.

Desde el punto de vista biogeográfico se encuadra en:

- Región Eurosiberiana
- Subregión Atlántico-Centro Europea
- Provincia Atlántico Europea
- Subprovincia Orocantábrica
- Sector Ubiñense Picoeuropeano

La zona presenta un bioclima templado oceánico ( $Io > 3.6$ ) e ( $Ic > 11$ ) y ( $Ic < = 21$ ) variante submediterránea<sup>5</sup>. Pisos bioclimáticos: termotipo: supratemplado superior, ombrotipo: hiperhúmedo bajo.

ITC	103.2
Tp	1022
IC	15.7
Io	12.66
P	1324

El área presenta un clima típico de montaña con elevados niveles de precipitación casi siempre por encima de los 1.000 mm. anuales. Aunque la pluviosidad descende de norte a sur y a menor altitud. La temperatura media (7.9) estaría por debajo de los 10° C. A pesar de la abundante precipitación, en buena parte en forma de nieve, hay un periodo estival relativamente seco más acusado cuanto más al sur nos situemos. El déficit de agua a nivel de suelo, muy fuerte sobre sustrato calcáreo, se manifiesta en el hecho de que la mayoría de los pastizales terminan por agostarse avanzado el verano, a diferencia de los pastizales de la vertiente asturiana.

La litología de la zona es fundamentalmente caliza, con algunos afloramientos de cuarcitas, areniscas y pizarras. El fondo de valle está formado por arcillas y limos de inundación sobre arenas y conglomerados fluviales. Morfológicamente, son relieves en materiales paleozoicos de la zona cantábrica salpicados de macizos kársticos. El fondo del valle presenta una morfología aluvial. Desde el punto de vista edafológico, los suelos de la zona pertenecen principalmente al grupo de los cambisoles húmicos.

La vegetación potencial ligada al río, son las saucedas arbustivas pertenecientes a la asociación ***Salicetum cantabricae***, que son saucedas de regiones templadas, que ocupan los márgenes de los cauces de agua, cuyo nacimiento

5 Submediterránea (Sbm). Variante bioclimática existente sólo en el macrobioclima templado, en la que al menos durante un mes del estío la precipitación media en milímetros es inferior a dos veces y ocho décimas a la temperatura media en grados centígrados [ $P_{s1} \leq P < 2.8T$ ]. Las formaciones vegetales templadas submediterráneas más características son las de transición o ecotono entre los bioclimas templados carentes de aridez estival y los genuinamente mediterráneos, en los que la sequía estival se prolonga más de dos meses

se produce sobre sustratos calcáreos, estando formadas por un gran número de especies de *Salix*, entre los que domina *Salix cantabrica*.



Fotografía 1.5 Ribera Río Torío. Cármenes.

En segundo plano aparecen las fresnedas pertenecientes a la serie del ***Polysticho-fraxinetum excelsioris***, bosques mixtos frescos, mesofíticos, submontanos, sobre suelos profundos que mantienen su frescor en los horizontes superiores todo el estío, o en su mayor parte. Las especies más comunes son *Fraxinus excelsior*, *Ulmus minor*, *Corylus avellana*, *Prunus padus*, *Sorbus aria*, *Sorbus aucuparia* o *Populus nigra*.

Como primera etapa serial aparece una sebe o matorral arbustivo espinoso, dominada por *Ribes sp*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* o *Rosa sp* entre otros, conformando la asociación *Rhamun catharticae\_Ribesetum alpini*. Los prados provenientes de la degradación o sustitución de estos bosques pertenecen a la asociación *Bromo commutati-Polygonetum bistortae*. Son pastadas por ganado vacuno después de la siega del heno, desde julio al invierno y por algunos caballos hispano-bretones.

A medida que nos alejamos del río, aparece el dominio del hayedo. La vegetación potencial de estas laderas es de hayedos de la serie *Blechno spicant-Fageto sylvaticae sigmetum*. En esta zona la vegetación real que encontramos son los piornales y pastizales procedentes de las etapas de sustitución del hayedo.

## ÁREA NÚMERO 3. LEÓN

Está situada sobre el río Bernesga a su paso por León. Hoja 161 “León” del mapa militar (1.50.000) del Servicio Geográfico del Ejército (SGE), Área dominada por un hábitat urbano, y el río como corredor, canalizado con escollera y con una ribera artificializada, salpicado de zonas ajardinadas. La altitud media del municipio es 868 m s.n.m.. La escollera, construida en 1982, es de grandes piedras, lo que favorece, el asentamiento de vegetación en las juntas.

Desde el punto de vista biogeográfico, se encuadra en:

- Región Mediterránea
- Subregión Mediterránea occidental
- Provincia Mediterránea Ibérica Occidental
- Subprovincia Carpetano Leonesa
- Sector Leonés

León presenta un bioclima mediterráneo pluviestacional oceánico

( $Io > 2.0$ ). Piso bioclimático: termotipo: supramediterráneo bajo; ombrotipo: húmedo bajo.

ITC	137.5
Tp	1170
IC	16.8
Io	8.25
P	546

Desde el punto de vista geológico, León pertenece a la llamada comarca Tierra de León, ya descrita en el área número 1 Cabanillas. El fondo del valle que se abre en una zona con relieves en materiales terciarios y mesozoicos presenta una morfología aluvial, rodeado de terrazas bajas y a continuación terrazas medias y altas. Los suelos del área de León, en la fase freática son fluvisoles calcáricos, y en la fase de gravas aparecen cambisoles dístrico y eútrico.

Las comunidades vegetales potenciales de la zona ligada al río son similares a la zona de Cabanillas y Alija de la Ribera, olmedas de *Ulmus minor*, saucedas-choperas de *Salix neotricha* y *Populus nigra* y saucedas arbustivas de *Salix eleagnos subs. angustifolia*, aunque en la zona del río que atraviesa la ciudad, apenas están representadas por la obras de acondicionamiento de los márgenes ya citadas, aunque si se pueden encontrar representación de las saucedas arbustivas y saucedas choperas, aguas arriba del puente de san Marcos, donde la vegetación de ribera original está menos transformada. Sí se ha desarrollado, sin embargo, una importante comunidad de cañaverales y espadañales, favorecidos por el azud existente que controla el caudal en esta zona.





Fotografía 1.6 Río Bernesga a su paso por León, encauzado con escollera de piedras.

***Phalaridetum arundinaceae***. Cañaverales constituidos por grandes helófitos como *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis* y especies herbáceas como *Gratiola officinalis*, que se desarrollan en zonas encharcadas de las proximidades de los cauces de los ríos, que se encuentran recubiertas por el mismo durante buena parte del año.

***Scirpo lacustris-phragmitetum*** Espadañales formados por juncos y carrizos a los que acompañan espadañas y otros grandes helófitos, que viven la mayor parte del año con las bases del tallo sumergida en agua dulce. Sus especies más características son *Scirpus lacustris*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* y *Typha latifolia*.

Aunque los bosques climáticos de la zona se corresponden con encinares y melojares, no encontramos representación de ellos en el área de estudio, ya que sobre sus terrenos se asienta toda el área urbana con sus zonas ajardinadas y parques con arbolado de cedro del Himalaya, plátano de Indias, chopo canadiense, encina, aligustre japonés y morera, además de algunos *Ailanthos* invasores.

## ÁREA NÚMERO 4. ALIJA DE LA RIBERA

Alija de la Ribera está situada en el municipio de Villaturiel, junto al río Bernesga, aguas abajo de la ciudad de León, y del interfluvio Torío-Bernesga. Hoja 161 “León” mapa militar (1:50.000) del Servicio Geográfico del Ejército (SGE). La altitud media del municipio es 799 m s.n.m..

La orilla del río está fuertemente degradada, por las actividades extractivas de áridos que se han desarrollado sobre ella durante décadas; además el pastoreo de ovejas se salda todos los años con quemas de pastizal basto, junqueras y orlas de sauces. El hábitat circundante es fundamentalmente de zonas de cultivo y algunas choperas de repoblación, además de una factoría de procesado de despojos cárnicos.

Desde el punto de vista biogeográfico, se encuadra en:

- Región Mediterránea
- Subregión Mediterránea occidental
- Provincia Mediterránea Ibérica Occidental
- Subprovincia Carpetano Leonesa
- Sector Leonés

Alija presenta un bioclima mediterráneo pluviestacional oceánico, ( $lo > 2.0$ )

Piso bioclimático: termotipo: supramediterráneo bajo; ombrotipo: húmedo bajo.

ITC	137.5
Tp	1170
IC	16.8
lo	8.25
P	476

Desde el punto de vista geológico, Alija de la Ribera pertenece a la llamada comarca Tierra de León, descrita en el área 1.

El fondo del valle que se abre en una zona con relieves en materiales terciarios y mesozoicos presenta una morfología aluvial, rodeado de terrazas bajas y medias en el margen derecho, y terrazas bajas en el izquierdo. Los suelos del área de Alija, en la fase freática son fluvisoles calcáricos, y en la fase de gravas aparecen cambisoles dístrico y eútrico.

Las comunidades vegetales potenciales de la zona, ligada al río, son similares a las de Cabanillas y León, olmedas de *Ulmus minor*, saucedas-choperas de *Salix neotricha* y *Populus nigra* y saucedas arbustivas de *Salix eleagnos subs. angustifolia*.





Fotografía 1.7 Río Bernesga. Alija de la Ribera.

La representación actual de estos bosques es más bien escasa y salpicada entre zonas de excavaciones y choperas de repoblación, los restos de estas excavaciones, han originado hábitats adecuados para el asentamiento de comunidades vegetales semiacuáticas, encontrando una buena representación de cañaverales y espadañales propios de la zona. Hay que considerar que en verano, la escorrentía procedente de los canales de riego de la margen derecha del Porma desaguan en el río y en las contiguas cubetas de las graveras, manteniendo el encharcamiento. Existen comunidades de cañaverales ***Phalaridetum arundinaceae*** y espadañales ***Scirpo lacustris-phragmitetum***, ya descritas.

Los bosques óptimos de la zona, más alejada del río, corresponden a encinares basófilos, de *Quercus rotundifolia*, y enebros (*Juniperus comunis* y *oxicedrus*), sobre margas miocénicas, y encinares silicícolas, sobre suelos poco permeables por la presencia de arcillas, lo que permite la aparición de arbustos como *Crataegus monogyna*, *Rhamnus saxatilis*, o *Rosa micrantha*. Estas formaciones potenciales, han desaparecido de la zona de estudio, siendo sustituidas casi en su totalidad, por zonas de cultivo, y apareciendo en algunas áreas, los tomillares típicos, procedentes de su degradación. Es de destacar que la depuración de las aguas sucias del municipio de León ha mejorado drásticamente la calidad del agua del río Bernesga aguas debajo de la ciudad, sin los niveles de contaminación propios de la primera fase del estudio.

## ÁREA NÚMERO 5. QUINTANA DEL MARCO Y 6. SANTA ELENA DE JAMUZ.

Ambas zonas se sitúan sobre el río Jamuz, a una distancia de 4 kms, pertenecen a la subcomarca Valjamuz (valle del río Jamuz) una de las tres subcomarcas que junto con Valduerna y Valdería forman la comarca de la Bañeza. La zona 5 se sitúa en la propia localidad de Quintana del Marco, aguas abajo del puente situado dentro del casco urbano; hoja 232 “Quintana del Marco” del mapa militar (1:50.000) del Servicio Geográfico del Ejército (SGE); la altitud media del municipio es 790 m s.n.m.. La zona de estudio 6, se sitúa en propia localidad de Santa Elena de Jamuz, aguas arriba del puente situado junto a la entrada al casco urbano; hoja 231 “Santa Elena de Jamuz” del mapa militar (1:50.000) del Servicio Geográfico del Ejército (SGE). El río discurre entre campos de cultivo y choperas de repoblación que han ido sustituyendo a los cultivos tradicionales. La altitud media del municipio es 810 m s.n.m.. A su paso por Quintana del Marco el río ha sido canalizado en una longitud de 7 kms. con escollera de cemento en 1993, lo que conllevó la destrucción de toda la ribera. Después de la canalización se replantaron algunos árboles, en los márgenes, fundamentalmente *Salix sp.* optándose por especies no autóctonas. Posteriormente la orilla se ha ido revegetando, por efecto de la colonización natural, de herbáceos y arbustos, aunque se queman periódicamente, no permitiendo el crecimiento de arbustos de gran porte. Por tanto, la vegetación de la ribera es más bien escasa, consistente en árboles replantados y el crecimiento de herbáceas y algún arbusto.

Desde el punto de vista biogeográfico, ambas zonas se encuadran en:

- Región Mediterránea
- Subregión Mediterránea occidental
- Provincia Mediterránea Ibérica Occidental
- Subprovincia Carpetano Leonesa
- Sector Berciano Sanabrense.

Presentan un bioclima mediterráneo pluviestacional oceánico, ( $Io > 2.0$ ). Piso bioclimático: termotipo: supramediterráneo bajo; ombrotipo: seco superior.

ITC	179.1
Tp	1357
IC	17
Io	3.02
P	449

El pertenecer a la provincia mediterránea, conlleva desde el punto de vista climatológico, la existencia de un verano con periodos más o menos largos de aridez, propicios para el desarrollo de una vegetación xerófila con el predominio de los bosques perennifolios de encinares. El clima presenta un grado de **continentalidad** muy acusado, las heladas son muy frecuentes pudiendo registrarse hasta últimos de mayo y a veces primeros de junio.





Fotografía 1.8. Río Jamuz. Quintana del Marco.

Los periodos más fríos suelen venir asociados a invasiones de aire polar continental procedente del Nordeste. Por regla general el mes más frío es enero o diciembre si bien algunos años los mínimos termométricos se registran en febrero.

El río Jamuz, desciende desde las estribaciones de la montaña suroccidental leonesa; es uno de los tres cursos fluviales transversales, que desembocan en la margen derecha del Orbigo, formando valles en artesa en las partes más altas, que se abren en fértiles vegas más abajo en la llanura aluvial, formando un paisaje típicamente agrario, actualmente salpicado de abundantes plantaciones de choperas, que han ido ganando extensión en los últimos 20 años. Las llanuras aluviales, están formadas de arcillas y limos de inundación sobre arenas y conglomerados fluviales. La morfología aluvial del fondo del valle, se abre paso en una zona con relieves en materiales terciarios y mesozoicos, salpicado por zonas de terrazas medias y altas.

En Quintana del Marco, la llanura aluvial es bastante extensa, y está delimitada a ambos lados por arcillas con margas y conglomerados. En Santa Elena de Jamuz, la llanura aluvial es poco extensa, y está rodeada de conglomerados, arenas y arcillas de terrazas y glacis en la margen derecha y conglomerados con arenas, arcillas y margas en el margen izquierdo. Los suelos del área del Jamuz en la zona más cercana al río son suelos freáticos, con una capa freática dentro de los 5 m superficiales; existe riesgo de salinización, ya que aunque la capa freática, no queda reflejada en la morfología del solum, pero sí afecta al régimen hídrico del suelo, en especial en zonas áridas puestas en regadío, don-

de se puede originar una salinización como consecuencia de la elevación de la capa freática. Estos suelos son del tipo fluvisol calcárico y los suelos de la fase de gravas son del tipo cambisol dístrico.

En Quintana del Marco las comunidades vegetales edafohigrófilas, potenciales de la zona, pertenecen a la geoserie supramediterránea leonesa de las olmedas de *Ulmus minor*. (*Aro maculati-ulmeto minoris sigmetum*), saucedas de *Salix neotricha* y *Populus nigra* (*Populo nigrae-saliceto neotrichae sigmetum*) y saucedas arbustivas de *Salix salvifolia* (*Saliceto lambertiano-salvifoliae sigmetum*).

Las saucedas arbustivas pertenecen a la asociación ***Salicetum lambertiano-salvifoliae***, que se localizan en ríos con marcado estiaje y sustratos pobres en bases, dejando paso a ***Salicetum angustifolio-salvifoliae*** cuando el suelo se enriquece en ellas, hecho que ocurre por la vega del Orbigo de Veguellina de Orbigo, hacia el norte.

Como etapa de degradación, aparecen herbazales higrófilos del ***Glycerio declinatae-Oenanthetum croccatae***. Los guijarrales están colonizados por el ***Lactuco chondrilliflorae\_andryaletum ragusinae***.

Las choperas saucedas ***Populo nigrae-salicetum neotrichae***, bosques ribereños dominados por chopos (*Populus nigra*, y *Populus alba*) y sauces arbóreos (*Salix neotricha* y *Salix salvifolia*), ocupan la segunda banda de vegetación a partir del río, entre las saucedas arbustivas y las olmedas.

***Aro maculati-ulmetum minoris*** (Olmedas mesofíticas). Aparecen en los sotos del piso supramediterráneo, presentando una combinación florística peculiar. Son bosques caducifolios formadas por olmos (*Ulmus minor*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*), chopo (*Populus nigra*) y álamo blanco (*Populus alba*), como principales especies arbóreas. Al localizarse en los fondos de valle sobre suelos fértiles, han sido frecuentemente transformados en cultivos, y es difícil encontrar olmedas bien desarrolladas, la mayoría assoladas por la grafiosis. Testigos de estos bosques, quedan junto con sus etapas de degradación en los linderos entre las fincas.

En las olmedas es frecuente encontrar, como primera etapa de sustitución más o menos desarrollada una orla arbustiva con arbustos espinosos de los géneros *Rosa sp.* endrinos *Prunus spinosa*, cornejos *Cornus sanguinea*, majuelos *Crataegus monogyna*, zarzales de *Rubus sp.* Por destrucción, y /o alteración de las olmedas aparecen una serie de comunidades de gramíneas, sobre suelos profundos utilizadas como prados de siega de la alianza ***Festuco amplae-Agrostietum castellanae***, que en la zona de estudio no están presentes, ya que han sido ocupados por tierras de cultivo.

Como serie climatófila, encontramos la serie supra-meso-mediterránea de la encina ***Quercus rotundifolia*** (***Genisto hystricis-Querceto rotundifoliae sigmetum***). Faciación típica supramediterránea silicícola. Esta serie tiene como cabecera un encinar de porte medio, con fuerte ramificación desde la base, y con escaso cortejo florístico, fundamentalmente *Genista hystrix*. Al degradarse el encinar, esta genista, es abundante en los piornales que le sustituyen, del ***Genisto Hystricis-cytisetum multiflori***, que se desarrollan sobre suelos profundos. Si los suelos



Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios

son litosuelos los piornales pertenecen a la asociación *Genisto Hystricis-Echinopartetum lusitanici*. Por degradación de los piornales, aparecen cantuesales de *Lavandulo sampaianae-Genistetum Hystricis* o pastizales duros del *Diantho merinoi-Plantaginetum radicatae*.

Hay una presencia testimonial de rebaños de ovino pastando los tomillares y pastizales secos aledaños al encharcamiento.



Fotografía 1.9 Río Jamuz. Santa Elena de Jamuz

Las comunidades vegetales edafohigrófilas en Santa Elena, pertenecen a la geoserie supramediterránea de las alisedas (*Galio broteriani-Alnetum glutinosae sigmetum*), que descienden por los valles de los ríos, desde el oeste, estando unos tres kilómetros aguas abajo de Santa Elena de Jamuz, su límite de distribución. Las alisedas, en su etapa climática, pertenecen a la asociación ***Galio broteriani-Alnetum glutinosae***, son bosques ribereños mediterráneos dominados con *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia* y *Ulmus minor* como elementos arbóreos más característicos. Los herbazales higrófilos acompañantes pertenecen a *Glycerio declinatae-Oenanthetum croccatae*, y herbazales nitrófilos del Geranio *robertiani-Cariolophetum sempervirentus*. A excepción de las alisedas que aquí tienen su límite de distribución sur y que unos pocos kms más abajo en Quintana son sustituidos por las olmedas mesofíticas, el resto de formaciones vegetales son comunes en ambas zonas.

## 1.4 ESTUDIO DEL PAISAJE

### 1.4.1 ANÁLISIS DE LOS ELEMENTOS DEL PAISAJE

El primer paso para estudiar el paisaje, es definir las escalas de análisis y los elementos que lo componen. En este estudio se han utilizado dos escalas tipológicas, una para el estudio del paisaje y otra para el análisis de la dinámica temporal del paisaje, ya que en función de los objetivos, puede resultar más adecuada una escala u otra. 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 demasiados detalles (Suárez Seoane, 1998).

Para las áreas de 500 metros a cada lado del río, en una primera tipología, se definen 16 unidades de paisaje, diferenciadas en función de la vegetación y usos del suelo a partir de las cuales se elaboran los mapas de unidades de paisaje; este trabajo se ha hecho a través de fotointerpretación de foto aérea, tal como se definió en el apartado de metodología. Estos mapas sirven para hacer una descripción meramente cualitativa de los diferentes elementos del paisaje que siguiendo a Forman (1981), Baudry (1985) y Forman & Godron (1986), son 3: matriz, mancha y corredor. Es el paso más básico del análisis del paisaje, que posteriormente se completa con un estudio cuantitativo de la estructura global, mediante el análisis de diversos parámetros.

Para describir los distintos elementos del paisaje, a partir de una primera observación de las ortofotos, definimos una serie de unidades de paisaje, que consideramos adecuadas para los objetivos planteados. Las unidades de paisaje definidas son las siguientes:

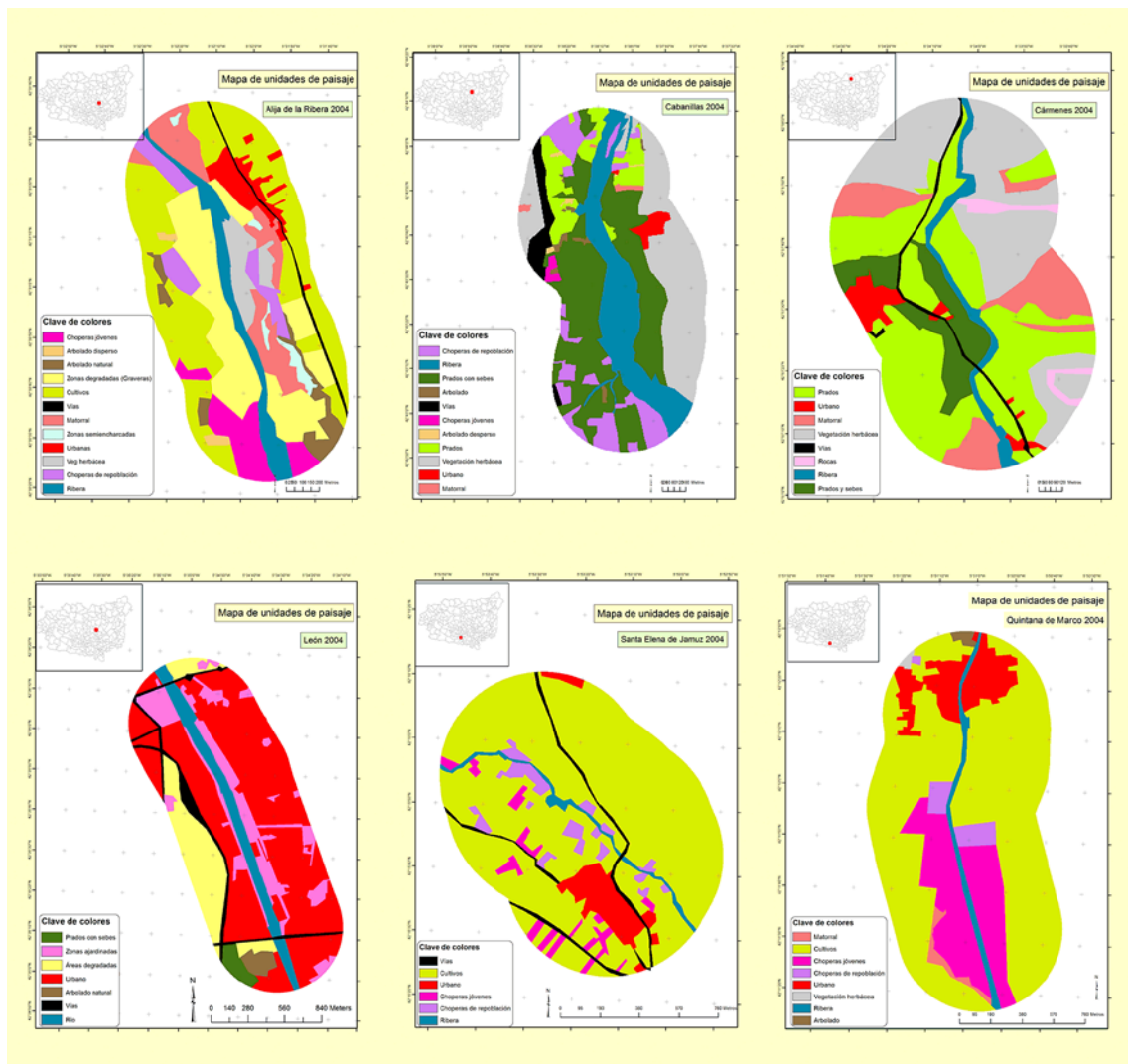
- Número 1. Ribera. Esta área corresponde a la ocupada por la lámina de agua y la vegetación de ribera que la rodea<sup>6</sup>.
- Número 2. Urbanas (Zonas urbanas y construcciones).
- Número 3. Choperas de repoblación.
- Número 4. Zonas degradadas (Graveras).
- Número 5. Cultivos (Incluyendo barbechos y cultivos abandonados).
- Número 6. Vegetación herbácea (Pastizales y zonas con vegetación dispersa, ya sea herbácea o matorral; en cualquier caso, dispersa, y con escasa cobertura vegetal. Incluye zonas ligeramente degradadas, caminos pequeños sin asfaltar, sus bordes, y zonas ruderales).
- Número 7. Matorral (zonas de matorral con cobertura vegetal entre media y alta).
- Numero 8. Prados (Prados de siega naturales).

<sup>6</sup> Para las áreas de 100 metros de ancho, esta unidad se separa en dos y se diferencia entre la unidad ribera y la unidad río que corresponde solo a la lámina de agua (cauce aguas bajas).

## Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios

- Número 9. Prados con sebes.
- Número 10. Arbolado natural.
- Número 11. Zonas semiencharcadas.
- Número 12. Arbolado disperso.
- Número 13. Choperas jóvenes.
- Número 14. Vías.
- Número 15. Zonas ajardinadas.
- Número 16. Rocas.

A continuación definimos los elementos del paisaje de las seis áreas de estudio, estableciendo cual es su matriz, sus corredores y las manchas existentes.





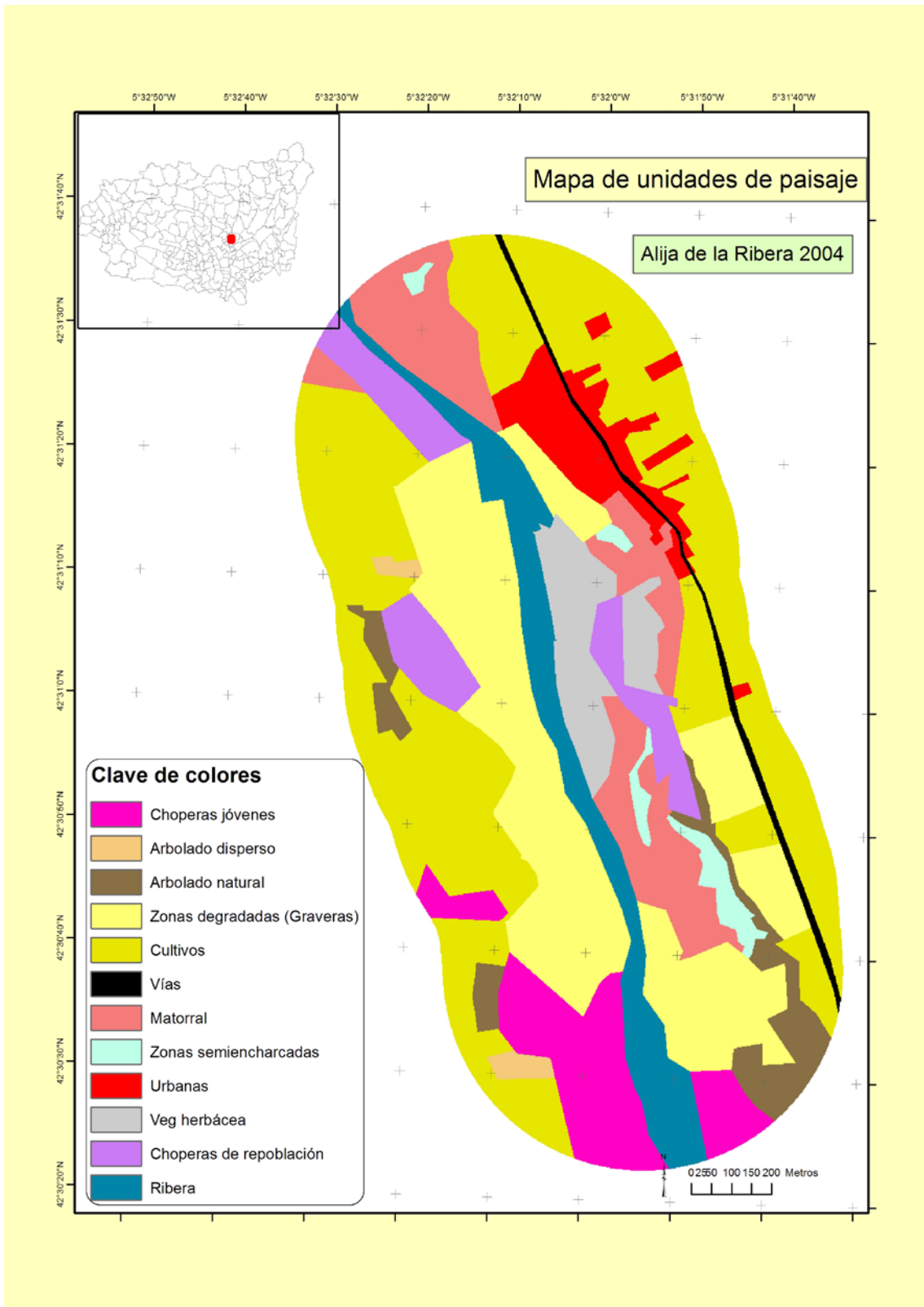


Fotografía 1.10 Ribera en Alija de la Ribera



Fotografía 1.11. Río Bernesga. Alija de la Ribera





Mapa 1.1 Mapa de unidades de paisaje en Alija de la Ribera

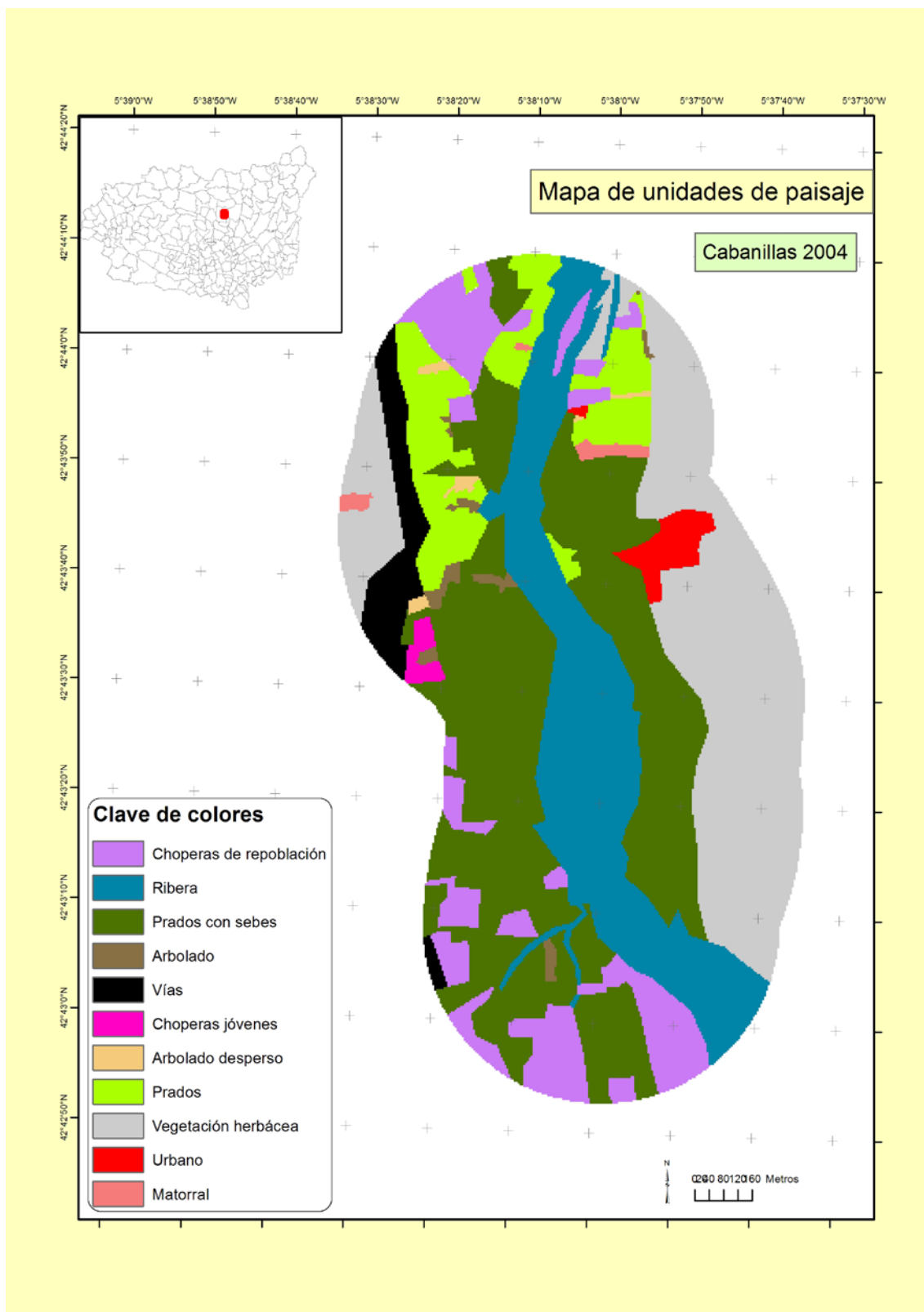
En el mapa de Alija de la Ribera se observa un paisaje heterogéneo, formado por una matriz constituida por zonas de cultivo, organizadas a lo largo del fondo del valle del río Bernesga que actúa como corredor de la zona. Esta heterogeneidad está provocada por numerosas perturbaciones en el paisaje, que observamos a través de las manchas. Las manchas se distribuyen a lo largo de la red hidrográfica, en este caso del río, lo que da lugar a un patrón típicamente paralelo (Forman y Godron, 1986). La existencia de esta matriz, puede no estar claramente definida a primera vista, pero la podemos definir atendiendo a su mayor área y conectividad.

Sobre el fondo del valle, además del río y la ribera de vegetación freatofítica, se observan una serie de manchas correspondientes a las graveras instaladas en el fondo de valle que han provocado un fuerte impacto en toda la zona de ribera; se observan numerosas manchas de graveras, actividad industrial que alcanzó su auge a mediados de la década del 2000. El abandono de la actividad extractiva, origina un proceso de recolonización, patente en la orilla izquierda, donde se originan nuevos hábitats, creando charcones y zonas inundadas, que varían de unos años a otros, con incremento de orlas de carrizal. En la orilla derecha se observa una gran mancha de restos de graveras, ya que su abandono es más reciente.

Las manchas de ribera original se restringen casi exclusivamente a la zona más inmediata a la orilla, aunque se observan retazos de vegetación de ribera, y cierto grado de recolonización de la vegetación ripícola en las orillas del río, al abandonarse la actividad extractiva.

En la matriz de áreas de cultivo alternan manchas de zonas de cultivo abandonadas, apareciendo los típicos tomillares resultantes del abandono de tierras, y la colonización por monte bajo y matorral con el transcurso del tiempo, dando origen a una serie de diferentes manchas vegetales, desde zonas herbáceas y zonas de matorral, alternando con plantíos de choperas y restos residuales de bosque natural. Fuera del fondo del valle, se observan dos tipos de manchas de tipo artificial, las vías y zonas urbanas.

Respecto a la forma y tamaño de las manchas, observamos manchas de tamaño mediano, excepto en las áreas que están siendo recolonizadas de forma natural donde las manchas son pequeñas y de gran heterogeneidad en forma y tamaño, y límites suaves; en el resto del área predominan las formas alargadas y los bordes presentan la típica geometrización de los paisajes humanizados (Forman & Godron, 1986).



Mapa 1.2 Mapa de unidades de paisaje de Cabanillas

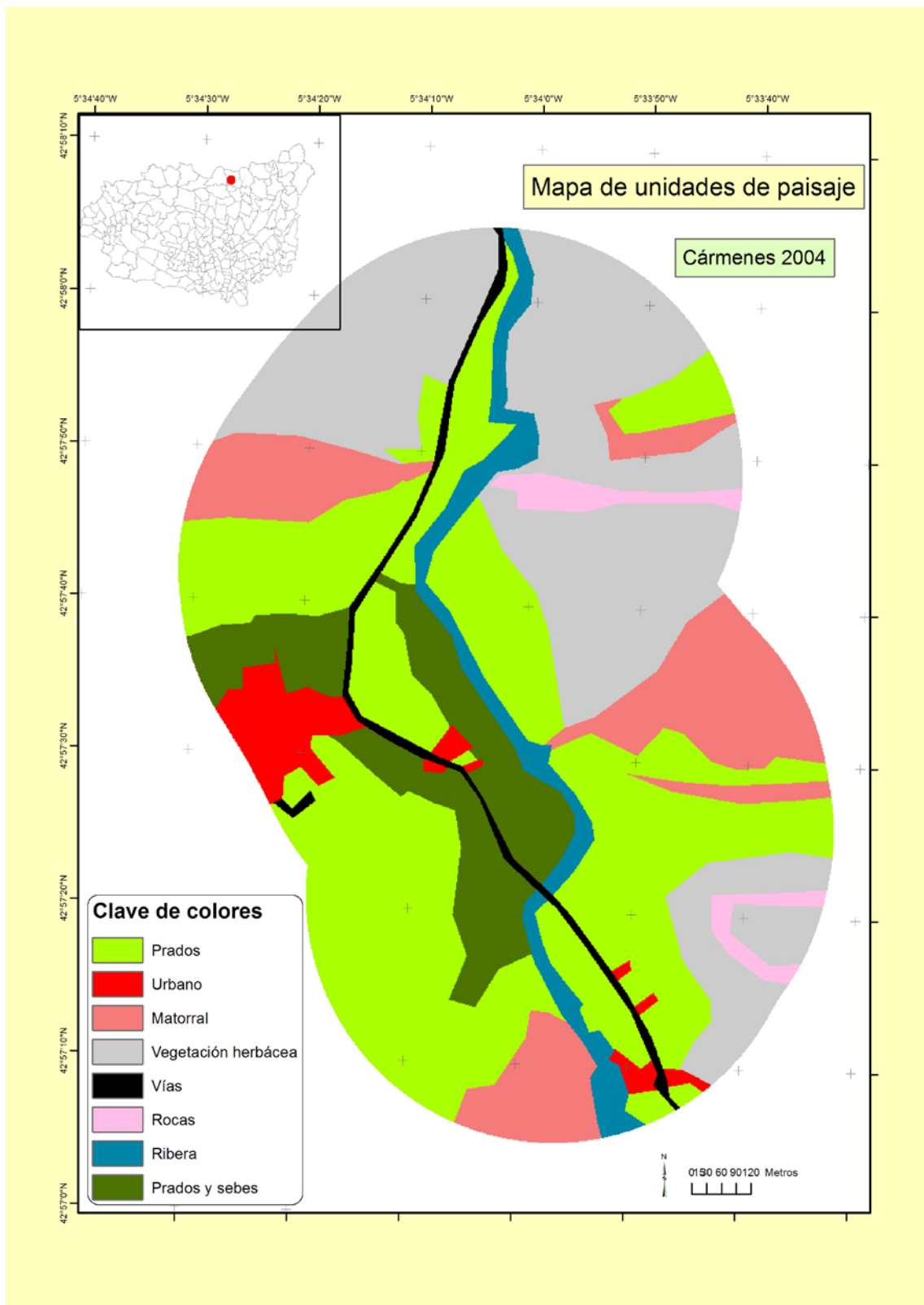
El área de Cabanillas, como en el caso anterior, vuelve a presentar un patrón paralelo, organizado a lo largo del río Bernesga, que actúa como corredor, y que presenta una zona de vegetación de ribera bien desarrollada, a cuyos lados se asienta una extensa zona de prados, algunos de ellos con sebes, que constituyen la matriz del paisaje. La matriz no está claramente definida, pero la consideramos así, no tanto por ser la que mayor superficie ocupa, sino porque es la mejor conectada de todas, existiendo franjas continuas de prados a ambos lados del río casi en la totalidad de la zona. Algunas choperas de repoblación y zonas de vegetación herbácea a ambos lados del fondo del valle, las vías del tren y un pequeño núcleo urbano, completan el conjunto de manchas de la zona.

Respecto a la forma y tamaño de las manchas, exceptuando la matriz y el corredor, son más bien pequeñas y de bordes redondeados. Toda la unidad de la ribera, presenta bordes redondeados y ligeramente cóncavos, lo que puede ser interpretado como un fenómeno de expansión de la vegetación de ribera sobre las zonas de prados (Forman & Godron, 1986).



Fotografía 1.12. Ribera del Bernesga. Cabanillas.





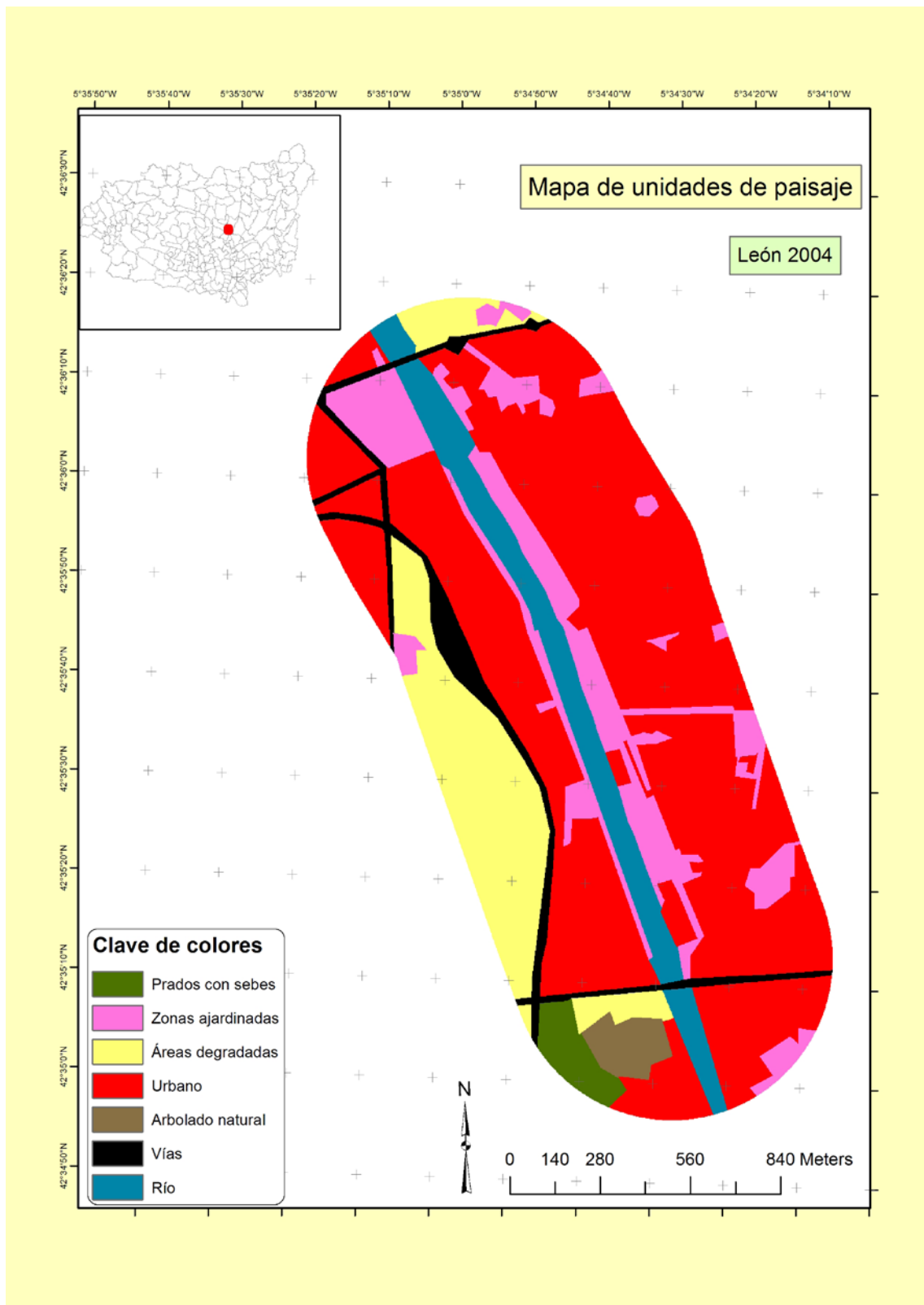
Mapa 1.3 Mapa de unidades de paisaje de Cármenes

El área de Cármenes es, al igual que las anteriores, una típica zona de fondo de valle, organizada a lo largo del río Torío, siendo el valle atravesado por el río y la carretera, que constituyen los corredores del paisaje. Respecto a la matriz del paisaje, al igual que en Cabanillas, no se observa claramente definida, pero atendiendo a su mayor conectividad, consideramos que los prados y los sistemas de prados y sebes, son las unidades mejor conectadas y constituyen la matriz del paisaje, aunque los pastizales de las laderas del valle ocupan también una importante superficie.

A lo largo del valle, y los prados que sobre él se asientan, encontramos manchas de matorral de piornos en áreas con demasiada pendiente que ya no permiten el aprovechamiento de hierba, que junto con algunos afloramientos rocosos, son las principales manchas del paisaje. Las manchas son de tamaño mediano, y llama la atención el borde cóncavo y redondeado de las manchas de matorral, indicando que son manchas en expansión (Forman & Godron, 1986); se interpreta como un proceso de invasión de matorral sobre las zonas de prados adyacentes.



Fotografía. 1.13 Ribera del Torío. Cármenes en invierno y primavera.



Mapa 1.4 Mapa de unidades de paisaje de León



El área de León, presenta una estructura muy simple. Una matriz completamente urbana, mucho más visible que en los casos anteriores, recorrida por el río Bernesga de norte a sur, que es el corredor del paisaje; las manchas sobre la matriz son la mayoría de origen artificial, dos carreteras importantes de este a oeste, salpicada por manchas de zonas ajardinadas y algunas manchas naturales de vegetación natural en la zona sur, como manchas residuales.

La orilla del río, ha estado en constante transformación en los últimos años, ya que en el 1985 se hizo una canalización muy drástica del río, y la ribera natural quedó devastada siendo sustituida por una plantación de varias especies foráneas. Poco a poco la vegetación natural ha ido colonizando la escollera, y la zona más inmediata a la orilla, consiguiendo una regeneración de componentes naturales de la zona de ribera. Una importante comunidad de cañaverales ha colonizado parte de la lámina de agua.

Se observa una clara geometrización de los bordes de los distintos elementos del paisaje, típico de los paisajes humanizados (Forman & Godron, 1986).

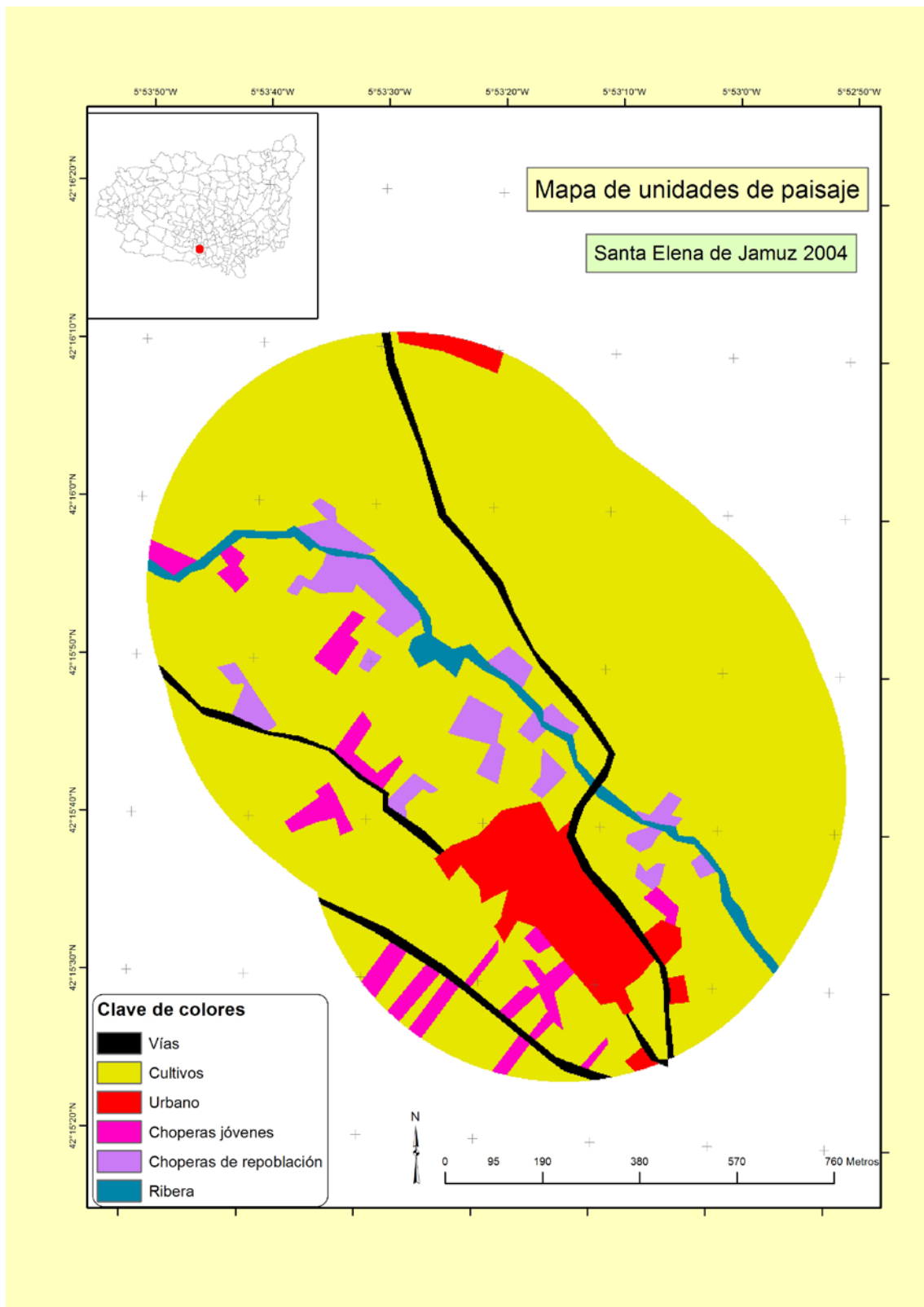


Fotografía 1.14 Comunidad de Cañaverales en el Río Bernesga a su paso por León.



Fotografía 1.15 Río Bernesga a su paso por León





Mapa 1.5 Mapa de unidades de paisaje de Santa Elena de Jamuz

El área de Santa Elena de Jamuz, es un área con una matriz netamente agrícola, surcada por el valle del río Jamuz, que es el principal corredor del paisaje. El área es atravesada por una carretera que también actúa como corredor. El río, sufre un importante estío durante el verano, aunque aguas arriba de Santa Elena se encuentra el embalse de la Tabla.

Las manchas existentes en el paisaje son todas manchas de origen antrópico y son de dos tipos, el pueblo y las plantaciones de chopo. Las manchas de las plantaciones de chopo, son pequeñas y con bordes rectilíneos, presentando la típica geometrización de los paisajes humanizados (Forman y Godron, 1986). Se observan choperas de diferentes edades organizadas a lo largo del río, desde donde se riegan; también se observan manchas de choperas salpicadas, más alejadas del río, que se riegan desde los numerosos pozos existentes en la zona.

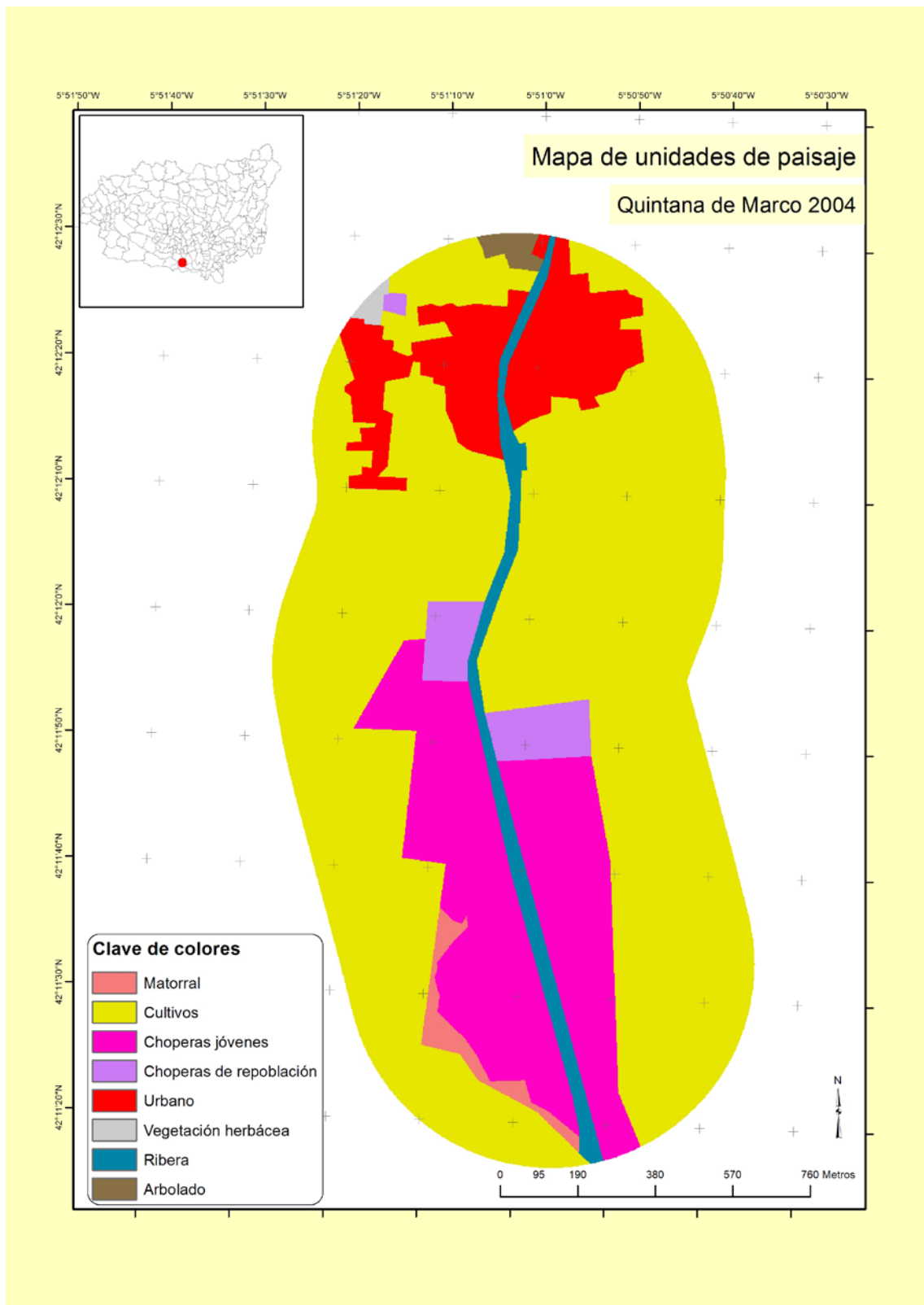
Un testimonio de lo que fueron las comunidades ribereñas, está presente, en forma de sauceda arbustiva, en la primera banda de vegetación a orillas del río aunque de forma bastante discontinua.



Fotografía 1.16. Ribera del Jamuz. Santa Elena de Jamuz



Fotografía 1.17 Sauceda orilla río Jamuz



Mapa 1.6 Mapa de unidades de paisaje de Quintana del Marco



El área de Quintana del Marco, es similar a la de Santa Elena, una matriz de zonas de cultivo surcada por el río Jamuz, originando el patrón típicamente paralelo que se presenta en los paisajes ligados a la red hidrográfica. A ambos lados del río se presenta una gran mancha de bordes rectilíneos, de choperas de repoblación, cultivo que se favoreció a partir de la drástica canalización que sufrió el río en 1982, con escollera de hormigón. El otro tipo de mancha presente es el pueblo, y un par de manchas de residuales de pequeño tamaño de vegetación natural.

La ribera natural fue destruida y sustituida por una hilera de especies cultivadas del género *Salix*. La lámina de agua, ha desarrollado una importante comunidad de cañaverales.



Fotografía 1.18 Comunidades de cañaverales. Río Jamuz.



Fotografía 1.19 Choperas de repoblación en Quintana del Marco

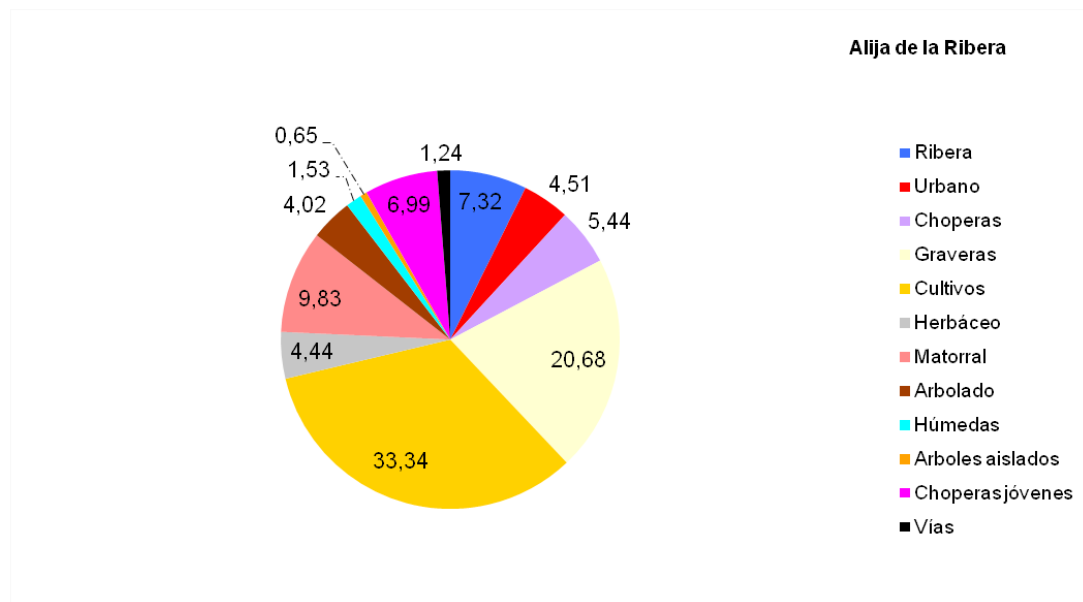


## 1.4.2 ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA GLOBAL DEL PAISAJE

La estructura del paisaje se define como las relaciones espaciales entre los distintos elementos presentes; para analizarla planteamos dos análisis; en primer lugar un análisis de las superficies de las unidades de paisaje en cada área de estudio y en segundo lugar una metodología de análisis cuantitativo, propia de la ecología del paisaje, consistente en medir una serie de parámetros reveladores de las relaciones de los diferentes elementos del paisaje entre sí. Se analizan parámetros tales como la diversidad, la uniformidad, la dominancia, uniformidad y medidas relacionadas con la conectividad; estas medidas permiten una mejor descripción de la organización de los sistemas y de la interacción entre los elementos que constituyen un paisaje (Baudry, 1985); es importante considerar los índices en combinación para que la información aportada sea útil (Hulshoff, 1995).

La heterogeneidad de los paisajes que se percibe a primera vista, es una heterogeneidad visual que se debe a la diversidad de las estructuras horizontales y verticales que se suceden (Baudry, 1985). La estructura es una característica del paisaje que se basa en la relación espacial entre los distintos elementos presentes, 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, formando un paisaje de características únicas (Forman & Godron, 1986).

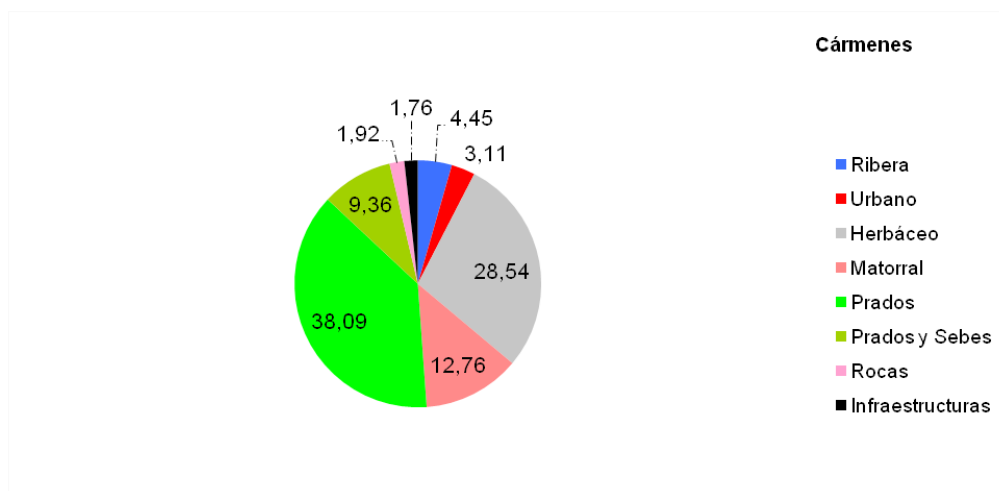
### 1.4.2.1 SUPERFICIES OCUPADAS POR CADA TIPO DE UNIDAD PAISAJÍSTICA (UP)



Gráfica 1.1 Distribución en % de UP en Alija de la ribera en el año 2004

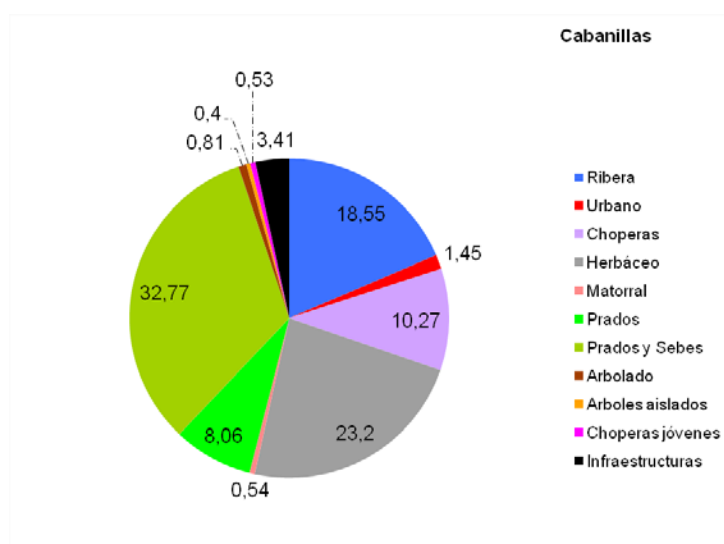
En Alija, la unidad de paisaje dominante son las zonas de cultivo, seguido de las áreas de graveras, zonas degradadas (extracción de áridos) y plantaciones de chopos. La zona es relativamente diversa, ofreciendo a la comunidad de aves doce tipos de ambientes diferenciados, con un fuerte componente antrópico.

En Cármenes el área está mayoritariamente ocupada por las praderas naturales de fondo de valle. La vegetación herbácea y arbustiva que ocupa las laderas, también ocupa una importante superficie. Se encuentran ocho tipos de ambientes diferenciados, con un bajo componente antrópico.



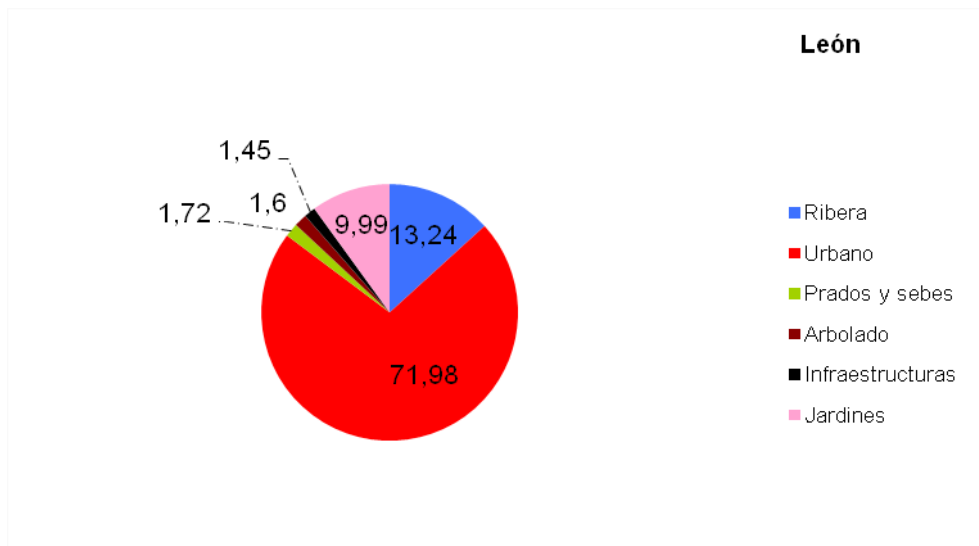
Gráfica 1.2 Distribución en % de UP en Cármenes en el año 2004

Cabanillas a simple vista es la más heterogénea de todas las áreas, teniendo principalmente 3 unidades de paisaje bastante repartidas. Al igual que en Cármenes, el sistema de prados de fondo de valle es el que ocupa mayor extensión. Sin embargo aquí el bosque de ribera está bastante desarrollado. La superficie ocupada por el ecosistema ribereño es el más extenso en relación a otras áreas. El número de ambientes diferenciados que hay es de once.



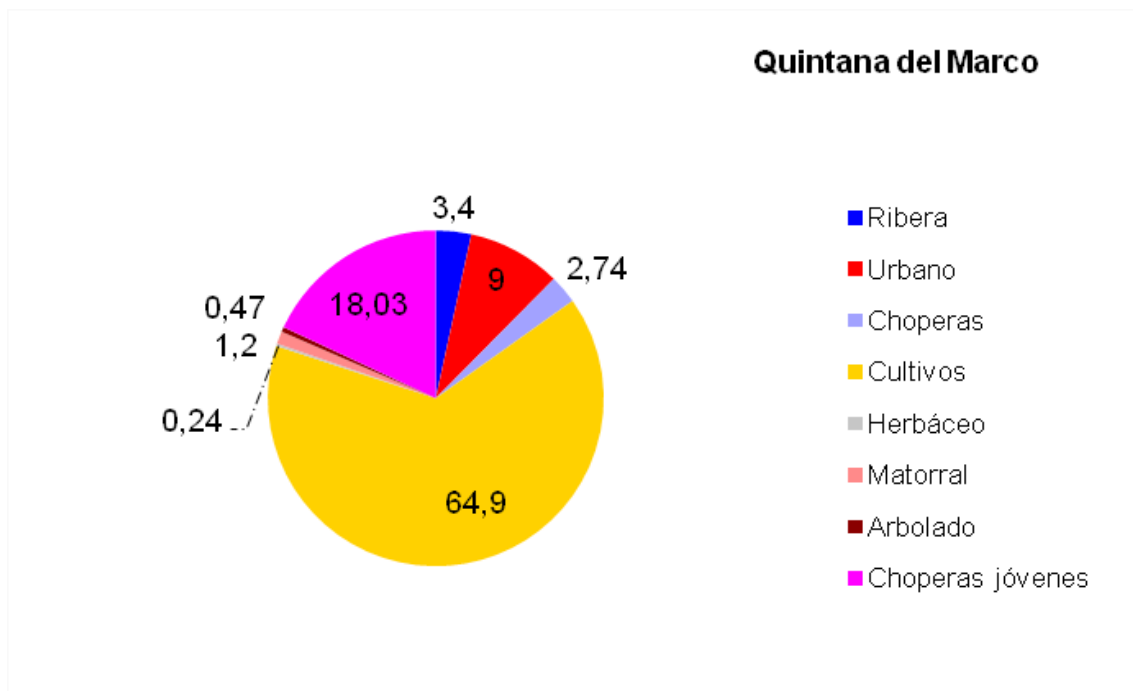
Gráfica 1.3 Distribución en % de UP en Cabanillas en el año 2004

En León el predominio de las zonas construidas es absoluto. Las áreas naturales se restringen a vestigios testimoniales de prados y arbolado, en zonas que por causas diversas han quedado sin urbanizar. Encontramos seis ambientes, pero dos de ellos testimoniales, más del 80% del área son ambientes artificiales.

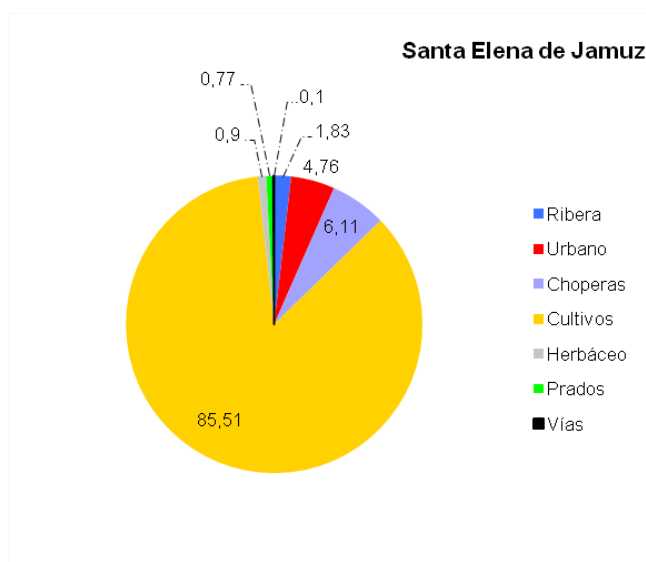


Gráfica 1.4 Distribución en % de UP en León en el año 2004

Tanto Quintana del Marco como Santa Elena de Jamuz son áreas ocupadas fundamentalmente por zonas de cultivo, 64.9% y 85.51% respectivamente, con una infraestructura típica de áreas agrarias, caminos de concentración parcelaria, canales de riego, etc.



Gráfica 1.5 Distribución en % de UP en Quintana del Marco en el año 2004



Gráfica 1.6 Distribución en % de UP en Santa Elena de Jamuz en el año 2004

En los últimos años se han ido sustituyendo los cultivos de secano por choperas de repoblación, ocupando en el 2004, un 20.77% en el caso de Quintana, repoblaciones hechas fundamentalmente a partir de la canalización del río, en 1982, y menor en el caso de Santa Elena, un 6.11%; en ambas zonas, la tendencia de la plantación de choperas es creciente. El cauce, ocupa una extensión pequeña y el ecosistema ripícola natural está reducido a la mínima expresión en estas dos zonas. Aunque se observan 8 y 7 ambientes diferentes, hay una fuerte dominancia de las zonas de cultivos.

Según este análisis las zonas más similares entre sí, son Quintana y Santa Elena, junto a Alija, como zonas con predominio agrario y de cultivos; como ya se observó en el estudio de los elementos de paisaje, son las zonas con una matriz agraria. Cabanillas y Cármenes también tienen una estructura similar con una matriz de prados de fondo de valle, aunque esta matriz visualmente no es tan clara como en el caso de las zonas agrarias. El área más diferente es León, por su grado de urbanización, matriz claramente urbana y estructura pobre y homogénea. Estos datos nos servirán de base para analizar las correspondencias entre las comunidades de aves y los elementos y estructura del paisaje.

Tabla 1.2 Resumen de los dos ambientes dominantes en cada zona en el año 2004.

Lugar	% Ambiente dominante 1	% Ambiente dominante 2
ALIJA	Cultivos (33.34)	Graveras (20.68)
CABANILLAS	Praderas (40.83)	Cobertura baja (23.06)
CARMENES	Praderas (47.46)	Cobertura baja (30.46)
LEON	Urbano (71.98)	Plantaciones (14.18)
QUINTANA	Cultivos (64.90)	Plantaciones (20.77)
SANTA ELENA	Cultivos (85.51)	Plantaciones (6.11)



### 1.4.2.2 PARÁMETROS DEL PAISAJE

Para medir estos parámetros, se han tomado como base para el software *Fragstat*, los ficheros en formato “raster”, realizados en ArcGIS tal y como hemos descrito en el apartado de metodología. Las métricas<sup>7</sup> medidas a **nivel del paisaje (*landscape level*)**, nos informan fundamentalmente del grado de heterogeneidad o de homogeneidad del conjunto del área que se ha cuantificado; se analizan los siguientes parámetros que miden la fragmentación, dominancia y formas de los usos del paisaje:

#### A/ RIQUEZA, DIVERSIDAD Y UNIFORMIDAD.

Son medidas ecológicas básicas de un paisaje, al igual que ocurre a nivel de comunidades animales o vegetales. La **riqueza** es el número de unidades de paisaje presentes (PR) Número de clases o usos del suelo; está muy influenciada por el tamaño del área. Para la **diversidad** se ha utilizado el índice de diversidad de Simpson (SIDI) *Simpson's Diversity Index*. Para la **equitabilidad** se ha utilizado el índice de uniformidad o dominancia de Simpson *Simpson's Evenness Index* (SIEI) que valora el reparto y la abundancia relativa de las distintas unidades de paisaje. Un paisaje estará más diversificado cuanto más heterogéneo sea. La diversidad será máxima, (índice=1) cuando todas las unidades presenten la misma abundancia relativa, por tanto las unidades de paisaje están equitativamente repartidas, aumentando también el valor de uniformidad; cuando (índice=0) la proporción de abundancias es muy diferente. Un paisaje más rico, tiende a ser más heterogéneo, si no aparecen unidades fuertemente dominantes; la dominancia es la inversa de la equitabilidad. La diversidad será máxima cuando haya el máximo de unidades posible, igualmente repartidas, con alta equitabilidad. En la tabla 1.3 se resumen los valores de los parámetros comentados.

Tabla 1.3 Parámetros paisajísticos en la banda de 1000 metros, en el año 2004

	Alija	Cabanillas	Cármenes	León	Quintana	Santa Elena
Riqueza	12	11	8	7	8	6
Diversidad	0.81	0.78	0.74	0.64	0.53	0.33
Equitabilidad	0.89	0.86	0.85	0.74	0.61	0.4

Alija y Cabanillas son los paisajes más diversos, y también ricos y con unas unidades de paisaje más equitativamente repartidas; Santa Elena está en el extremo opuesto; Cármenes, aunque presenta menor riqueza de ambientes, presenta alta diversidad, porque la proporción de sus usos está muy repartida; esto se traduce en que no hay hábitats muy dominantes respecto a otros, sin embargo en Quintana y Santa Elena un uso domina fuertemente sobre los demás, bajando la diversidad y la equitabilidad; León tiene valores intermedios, a pesar de no ser muy rico, y estar dominado por una unidad paisajística, tiene cierta

<sup>7</sup> Consultar anexo III, para más información acerca de estas métricas.

heterogeneidad, al estar las unidades de paisaje, entremezcladas y repartidas en la matriz

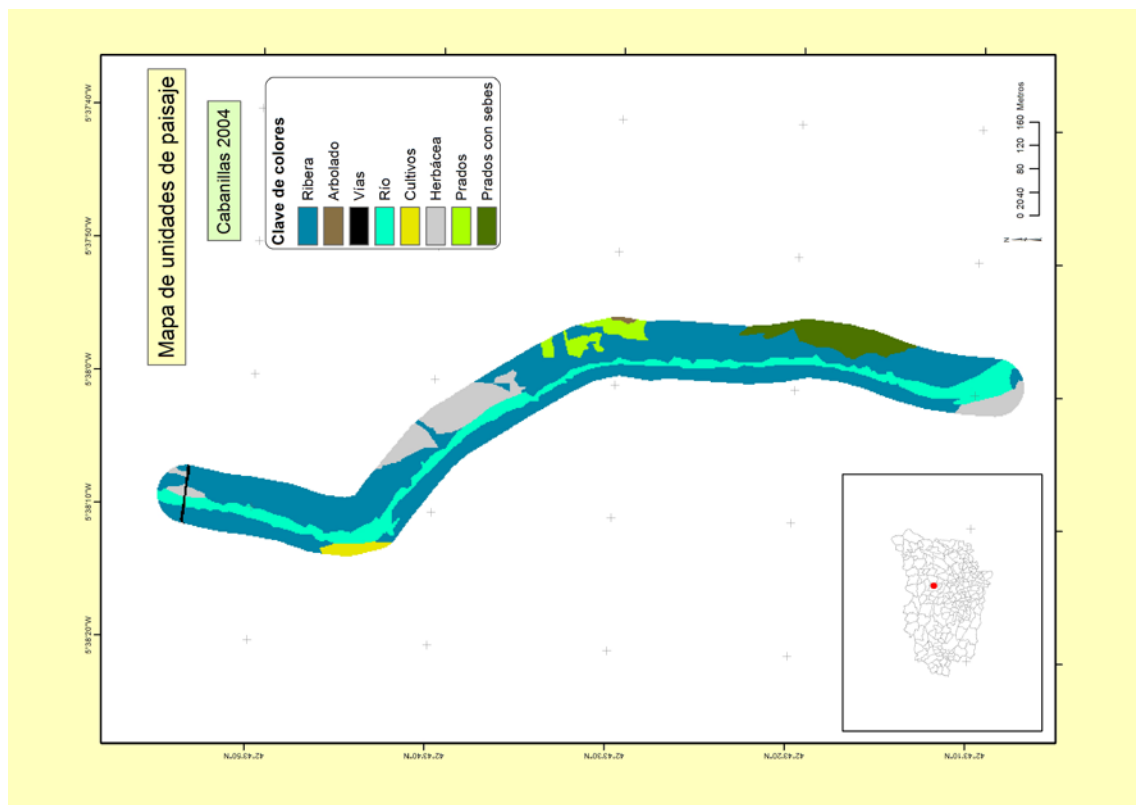
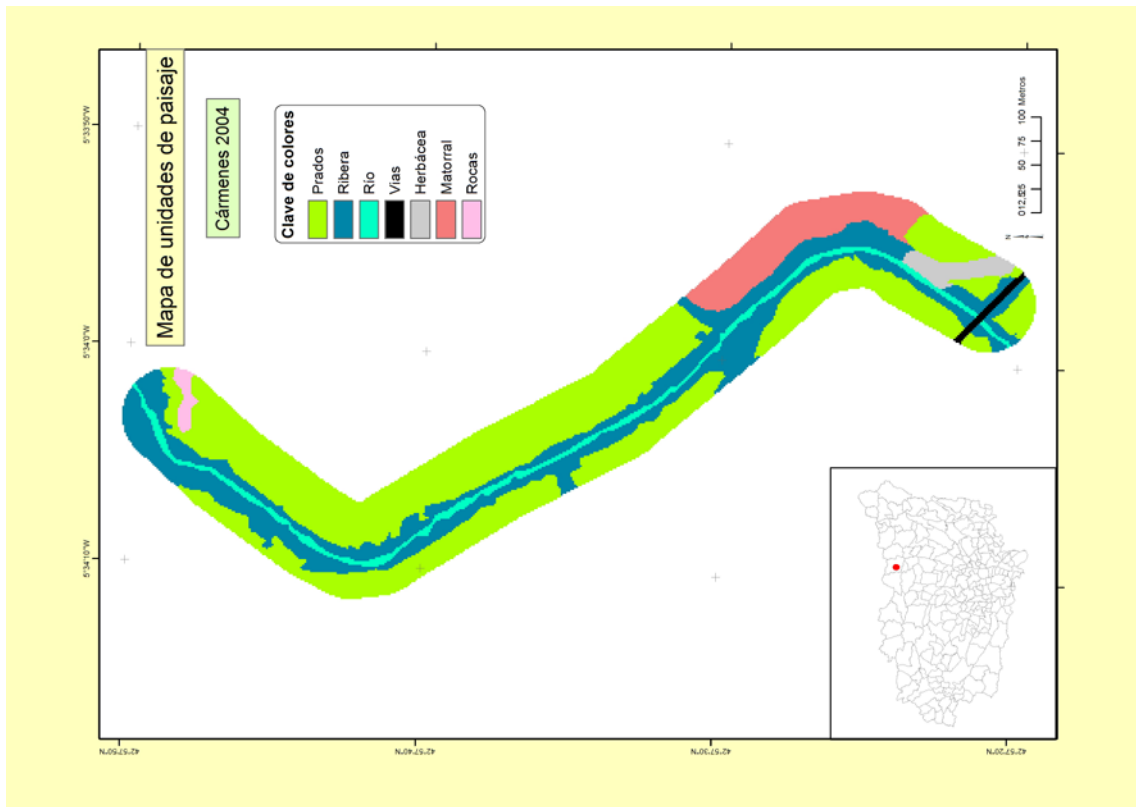
En la siguiente tabla 1.4 exponemos los parámetros medidos en la banda de 100 m. Los mapas de unidades de paisaje en las orillas, (mapas 1.7, 1.8 y 1.9), ayudan a comprender las diferencias observadas cuando la perspectiva es una franja estrecha en la orilla del río o un área mucho más amplia.

Tabla 1.4 Parámetros paisajísticos en la banda de 100 metros en el año 2004

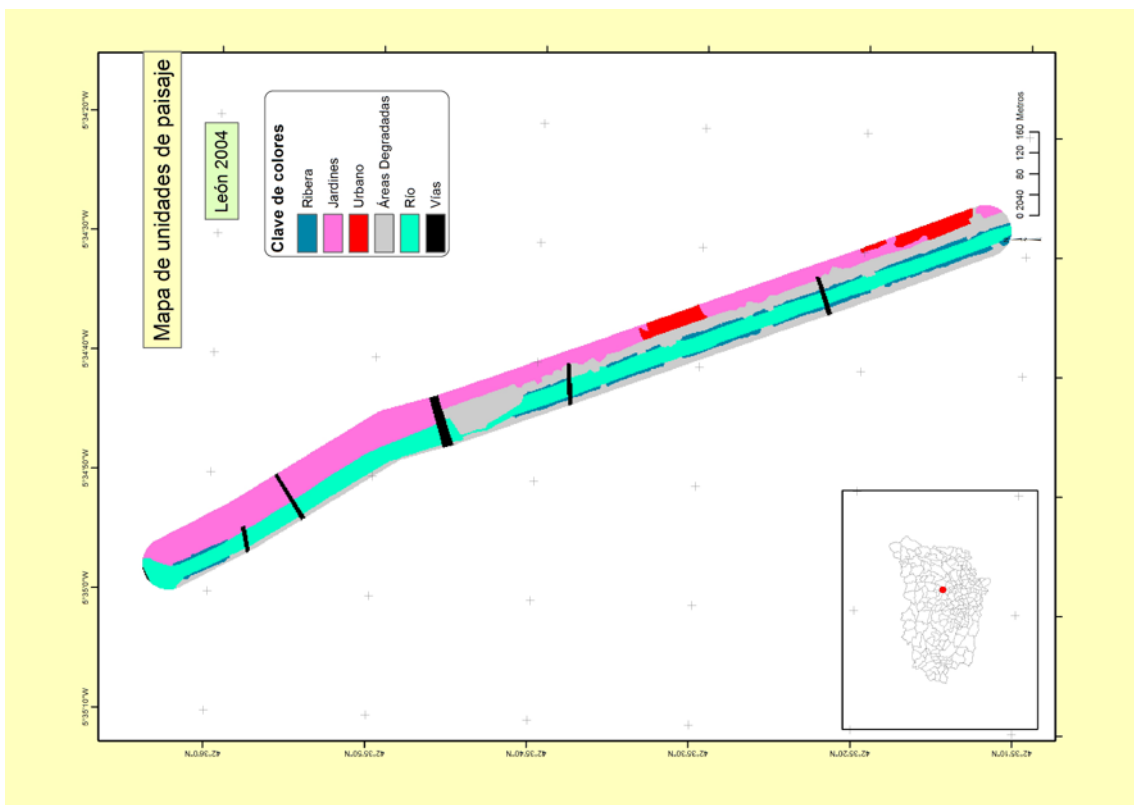
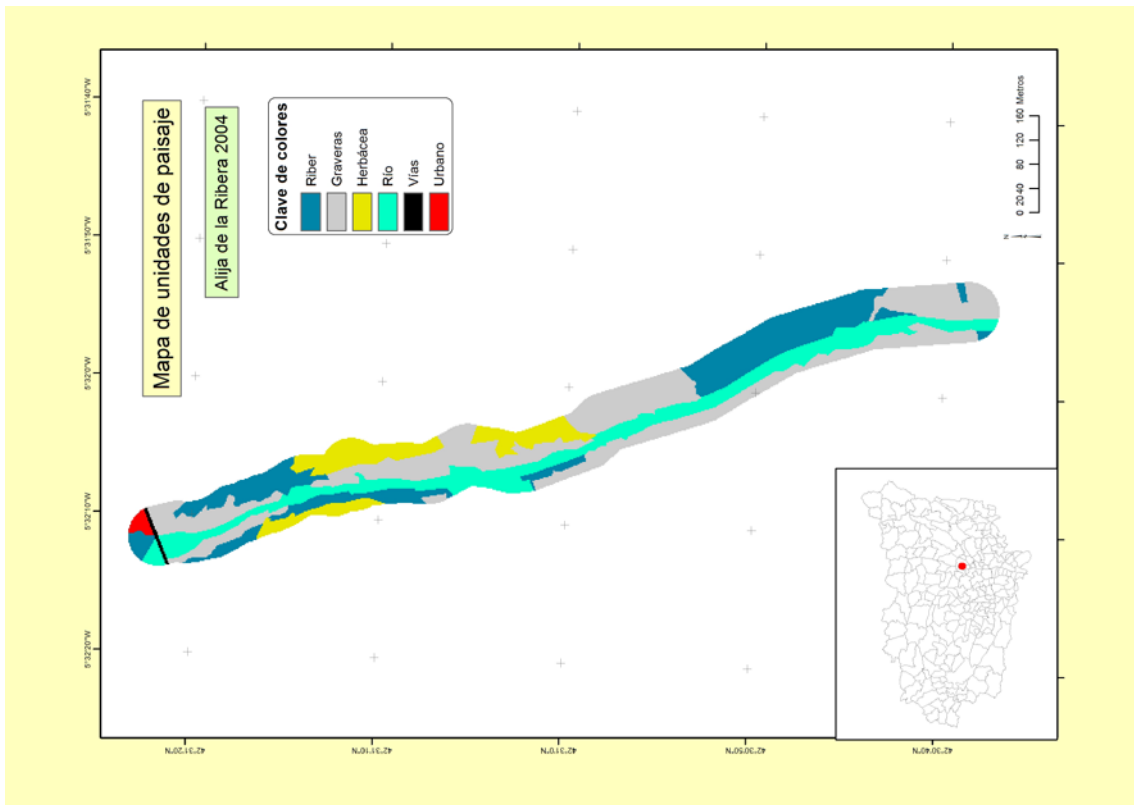
	Alija	Cabanillas	Cármenes	León	Quintana	Santa Elena
Riqueza	6	8	7	6	10	7
Diversidad	0.71	0.56	0.62	0.73	0.78	0.59
Equitabilidad	0.85	0.64	0.72	0.88	0.87	0.69

En el caso de la banda de 100 metros, Quintana es la zona más heterogénea, siendo Cabanillas la de menor heterogeneidad, ya que la ribera es una masa arbolada, homogénea, continua y poco fragmentada. Las riberas más transformadas y humanizadas presentan varios usos, caminos y bordes con vegetación herbácea, aumentando su riqueza y diversidad. Cabanillas, Cármenes y Santa Elena que presentan una banda de vegetación ribereña, continua y poco fragmentada, aunque de anchura variable, son las que tienen menor diversidad en esta banda.

León, Quintana y Alija, presentan una gran perturbación antrópica, la ribera está en gran parte destruida y fuertemente fragmentada. La heterogeneidad aumenta con la proporción relativa de cada tipo de unidad paisajística y con la fragmentación (Suárez Seoane, 1998), así su índice de diversidad es alto; esta diversidad de ambientes, no está relacionada con una mayor calidad natural de la ribera, sino con una alta variedad y fragmentación de usos en la propia orilla.

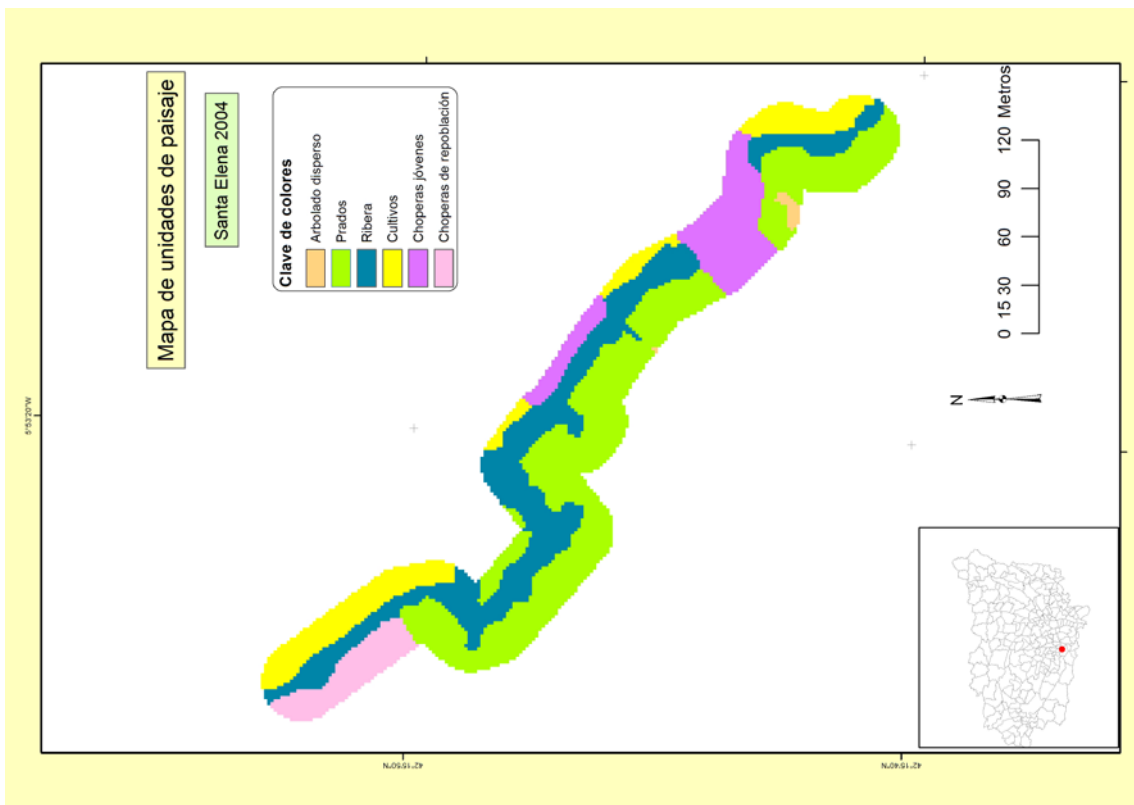
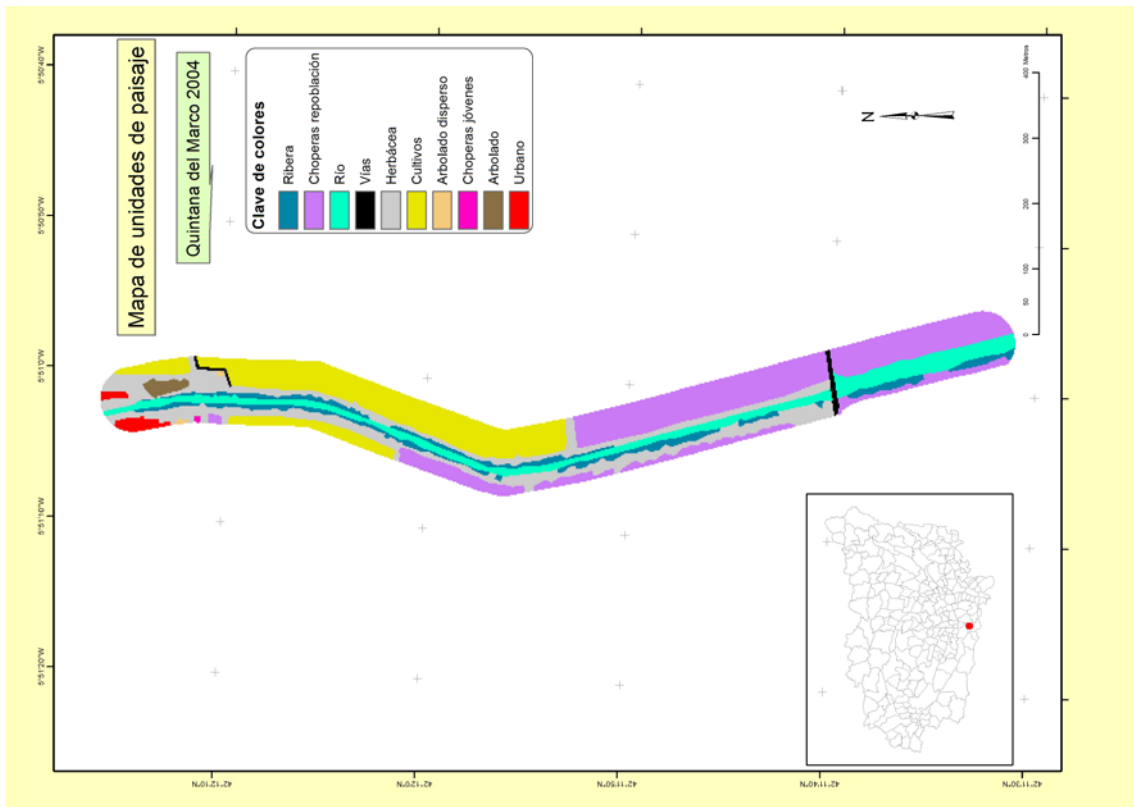


Mapa 1.7 Mapa de unidades de paisaje en la orilla del río en las zonas de Cabanillas y Cármenes



Mapa 1.8 Mapa de unidades de paisaje en la orilla del río en las zonas de León y Alija.





Mapa 1.9. Mapa de unidades de paisaje en las orillas del río en las zonas de Santa Elena del Jamuz y Quintana del Marco

## B/ MEDIDAS DE DOMINANCIA Y COMPACIDAD

Se miden otra serie de parámetros, relativos a la dominancia y compacidad del área en su conjunto: número de fragmentos, densidad de fragmentos, densidad de bordes, densidad de riqueza de hábitat, índice de forma y media del radio de giro de los fragmentos. Ver anexo III, para explicación detallada.

En las tablas 1.5 y 1.6 exponemos un resumen de las métricas para el área más amplia de 1000 metros de ancho y el área más estrecha de 100 metros de ancho.

Tabla 1.5 Resumen de Métricas a nivel de paisaje en el pasillo de 1000 metros

Lugar	Alija	Cabanillas	Cármenes	León	Quintana	Sta Elena
Total área (TA) Has	220.13	228.31	177.71	247.47	212.09	170
Nº de fragmentos (NP)	31	55	36	31	15	37
Densidad de fragmentos (PD) n/100Ha	14.08	24.09	20.26	12.52	7.07	21.76
Media del área de los fragmentos (Area_MN) Has	7.10	4.15	4.93	7.98	14.14	4.59
Densidad de bordes (ED) m/Ha	123.15	125.35	151.57	105.65	75.36	112.1
Media del radio de giro (Gyrate_MN)	142.28	78.67	97.30	123.29	193.86	61.37
Riqueza Tipos de hábitat (PR)	12	11	8	7	8	6
Densidad de riqueza del Hábitat (PRD) n/100 Ha	4.54	4.82	4.50	2.42	3.77	4.12
Largest Patch Index (LPI)( %)	16.50	19.74	15.97	20.51	34.94	32.44
Shape index Mean (Shape_MN)	1.89	1.68	2.24	2.13	2.06	2.01
Índice de diversidad de Simpsons (SIDI)	0.82	0.78	0.74	0.64	0.53	0.33
Índice de uniformidad de Simpsons (SIEI)	0.89	0.86	0.85	0.74	0.61	0.40

De los valores de la tabla anterior, se pueden sacar algunas conclusiones, aunque teniendo en cuenta que las métricas están influenciadas por muchos factores y se deben observar en conjunto. El valor de (LPI) nos aporta una idea sobre la dominancia del paisaje. LPI es alto en Quintana y Santa Elena, indicando una alta dominancia de los hábitats agrícolas, en este caso, sobre el resto de unidades. Las áreas más ricas en tipos de unidades de paisaje (PR), son Alija y Cabanillas, donde además la dominancia, observando (LPI), no es alta, lo cual conduce a los altos valores de diversidad encontrados. Los valores bajos de *Shape\_MN*, nos indican que las distintas unidades se presentan en forma de manchas poco irregulares; así Cabanillas y Alija, son las áreas con formas menos complejas y menos bordes existentes, lo que podría indicar que son áreas menos fragmentadas. Finalmente *Gyrate\_MN*, nos indica que

Cabanillas, Cármenes y Santa Elena, son los áreas con formas más compactas (similares al círculo); a partir de estos datos las conclusiones principales que podemos extraer son:

Fuerte dominancia de usos en Quintana y Santa Elena, y pobres en tipos de hábitat. Cabanillas y Cármenes son las más diversas, ricas en hábitat, y heterogéneas, ya que no hay hábitat fuertemente dominante. Alija, es un área diversa, pero con formas poco compactas; la extracción de áridos, origina manchas alargadas organizadas a lo largo del río.

Si analizamos lo que ocurre en el pasillo de 100 metros alrededor del río (tabla 1.6), las cosas son diferentes; observamos que donde las orillas del río están más manejadas el número de hábitats, es mayor. Así, Quintana, donde el río se ha canalizado y se han construido caminos a lo largo de ambas orillas, para dar paso a las zonas de cultivo colindantes, el número de hábitats en la orilla (PR) es máximo; la orilla del río tiene una estructura compleja, diversa y con bajos niveles de dominancia (LPI). La densidad de los bordes es mayor, lo que lleva a la conclusión que las orillas más manejadas por el hombre, son más diversas y heterogéneas que las más naturales, con más usos, y mayor fragmentación de los diferentes hábitats; ya se ha comentado que más diversidad y riqueza de hábitat, no es sinónimo de calidad natural, sino solo de diversidad de usos y mayor fragmentación.

A **nivel de clase**, se mide la **Conectividad**; medida muy interesante, entre otras cosas porque es útil para discernir la matriz de los paisajes cuando de forma visual no está muy clara; así la unidad con mayor conectividad, suele corresponder a la matriz del paisaje, aunque deben ser tenidos en cuenta otros aspectos para identificarla; a mayor conectividad, más patente será la matriz; la medimos mediante dos índices de agregación: el **LSI** y el **ENN** (ver anexo III). Los valores de conectividad (*connectedness*) entre las distintas unidades de paisaje son muy importantes para la conectividad biológica (*connectivity*), (Baudry, 1985). Otro aspecto destacable de la conectividad es que es muy importante para determinar si la fauna es capaz de utilizar los corredores que relacionan las manchas de tipos de hábitat en el paisaje (Lester, 2012) y detectar las barreras para que la restauración produzca beneficios ambientales (MacRAE et al., 2012).

Dentro de la categoría de índices de agregación también se midieron *clumpy* y *cohesion*, pero debido a las limitaciones que presentan, ya que están fuertemente afectadas por aspectos relacionados con el tamaño y la resolución de las imágenes, finalmente se desecharon. Estas métricas a medida que la escala disminuye, incrementan proporcionalmente sus valores, tomando en nuestro caso, valores muy próximos al máximo en todos los casos, ya que la escala de trabajo es muy pequeña, por lo que se desestimaron. Las tablas 1.7 y 1.8 nos muestran los resultados obtenidos.

Los mapas 1.7, 1.8 y 1.9, reflejan las unidades de paisaje en la banda de 100 metros, y ayudan a comprender las diferencias observadas en cuanto a los parámetros medidos cuando se analiza el territorio fluvial o solo las orillas.

Tabla 1.6 Resumen de Métricas a nivel de paisaje en el pasillo de 100 metros.

Lugar	Alija	Cabanillas	Cármenes	León	Quintana	Sta Elena
Total área Has (TA)	15.16	15.91	11.02	17.68	13.90	6.59
Nº de fragmentos (NP)	23	23	19	48	35	17
Densidad de fragmentos n/100Ha (PD)	151.72	144.51	172.46	271.52	251.70	258.11
Media del área de los fragmentos(has) Area_MN	0.66	0.69	0.58	0.37	0.39	0.39
Densidad de bordes (ED) m/Ha	433.67	408.53	644.99	546.64	680.44	484.54
Media del radio de giro (Gyrate_MN)	60	62.67	72.8	44.72	61.02	28.12
Riqueza Tipos de hábitat (PR)	6	8	7	6	10	7
Densidad de riqueza del Hábitat (PRD) n/100 Ha	39.58	50.26	63.54	33.94	71.91	106.28
Largest Patch Index (LPI)( %)	21.45	24.99	29.42	10.47	17.73	25.25
Shape Index Mean (Shape_MN)	2.28	2.10	2.97	2.57	2.62	2.06
Índice de diversidad de Simpsons (SIDI)	0.71	0.56	0.62	0.74	0.78	0.59
Índice de uniformidad de Simpson (SIEI)	0.85	0.64	0.72	0.88	0.87	0.69

Como es lógico los corredores del paisaje presentan alta conectividad, así el río está bien conectado en todas las áreas, igual ocurre con las vías de comunicación que al atravesar las zonas en diferentes direcciones, muestran valores altos de conectividad. Los corredores son superficies alargadas y estrechas, lineales que difieren de la matriz circundante; debido al hecho de que frecuentemente se organizan en redes, tienen un papel trascendente en el comportamiento de los flujos de materia y energía de los seres vivos. Exceptuando los corredores, analizando los valores de LSI y ENN de cada unidad observamos que en Alija, los cultivos son la unidad mejor conectada, (alto LSI y bajo ENN); esta constituye la matriz del paisaje, ya que además es la unidad que mayor superficie ocupa; lo mismo ocurre en Cabanillas donde la matriz del paisaje, corresponde al sistema de explotación del fondo de valle constituido por prados y prados con sebes, que también es el que ocupa una mayor extensión y se presenta también como la unidad mejor conectada; los valores de conectividad correspondientes a las choperas, hay que observarlos en conjunto con el número de manchas, que al ser muy numerosas y agrupadas, hace que el valor de ENN disminuya.



Tabla 1.7 Valores de LSI (*Landscape Shape Index*) en los pasillos de 1000 metros.

LSI	Alija	Cabanilas	Cármenes	León	Quintana	Santa Elena
Río	4.01	3.87	5.31	4.14	5.39	6.73
Urbano	4.99	1.83	3.32	5.61	3.14	2.89
Choperas	3.19	5.48			1.82	5.79
Áreas degradadas	3.56			3.11		
Cultivos	5.64				3.47	6.21
Herbáceo	2.43	3.03	3.53		1.49	
Matorral	4.23	2.30	3.45		3.44	
Prados		4.49	5.36	1.49		
Prados y Sebes		5.14	3.45			
Arbolado	4.37	4.17		1.32	1.43	
Húmedas	3.74					
Árboles aislados	1.83	3.35				
Choperas jóvenes	2.43	1.65			2.66	6.60
Infraestructuras	8.46	2.77	8.39	8.32		10.26
Jardines				8.71		
Rocas			3.23			

En Cármenes, la elevada heterogeneidad del área hace que la matriz no sea tan clara a primera vista; podría ser el fondo del valle o las laderas de vegetación herbácea en las que está contenido el valle con el río en el fondo; sin embargo, atendiendo a los valores de conectividad, señalamos el sistema de prados del fondo de valle como matriz, aunque la vegetación de ladera ocupa gran extensión pero está menos conectada. En León, la matriz del paisaje está constituida por las zonas urbanas; el cauce, los jardines que lo rodean y las infraestructuras viarias son los corredores; la zona urbana y el río son las clases mejor conectadas. En Quintana y Santa Elena, también las zonas de cultivo, coincidiendo con la matriz del paisaje son las zonas mejor conectadas; en Santa Elena las chooperas jóvenes tienen un valor alto de LSI, debido a que ocupan una importante superficie a lo largo de ambas orillas del río.

Tabla 1.8 Valores de ENN de las distintas unidades en los pasillos de 1000 m. na (Ver nota al pie<sup>8</sup>)

ENN_MN	Alija	Cabanilas	Cármenes	León	Quintana	Sta Elena
Río	Na	20.80	15.60	19.80	Na	16.12
Urbano	68.34	353.63	24.32	21.61	16.16	193
Choperas	301.94	37.88			295.61	39.69
A. degradadas	56.03			186.21		
Cultivos	47.52				20.59	10.67
Herbáceo	14.56	198.86	31.59		Na	
Matorral	97.25	389.81	242.89		Na	
Prados		72.46	31.33	Na		
Prados_Sebes		52.83	30.39			
Arbolado natural	568.82	194.65		Na	Na	
Húmedas	320.62					
Arboles aislados	598.13	210.44				
Choperas jóvenes	89.23	na			27.20	50
Infraestructuras	Na	725.95	170.89	Na		113.92
Jardines				117.99		
Rocas			774.93			

Estos resultados ponen de manifiesto como los valores de conectividad entre las distintas unidades, son muy útiles para la identificación de la matriz y dependen de la escala de trabajo, ya que en función de esta, se pueden obtener diferentes interpretaciones de las relaciones entre las unidades paisajísticas.

8 Cuando en la tabla aparece Na, significa que no se ha podido medir, porque es una clase que no tiene vecinos, bien porque aparece solo una aislada en el área, o porque es continua en toda el área

Tabla 1.9 Número de manchas y hectáreas ocupada por cada tipo de uso en las bandas de 1000 m.

NP /TA	Alija	Cabanillas	Cármenes	León	Quintana	Sta Elena
Río	1/16.11	3 /42.36	2 /7.90	3 /20.72	1 /7.22	2 /3
Urbano	7 /9.92	2 /3.30	9 /5.53	12 /139.34	3 /19.09	5 /8.54
Choperas	03/11/98	16 /23.44			3 /5.80	14 /5.90
Graveras	5/45.51			4 /31.98		
Cultivos	6/73.39				3/137.65	13/115.98
Herbáceo	2 /9.78	3 /52.97	4 /50.77		1 /0.50	5
Matorral	4/21.64	3 /1.23	5 /22.67		1 /2.55	
Prados		6 /18.41	12 /67.69	1 /4.30		2
Prados_Sebes		6 /74.82	3 /16.63			
Abolado	3 /8.86	8 /1.85		1 /3.96	1 /1.01	1
Húmedas	4 /3.36					
Arboles aislados	3 /1.43	5 /0.91				
Choperas jóvenes	3/15.39	1 /1.20			2 /38.25	14 75.12
Infraestructuras	1 /2.73	2 /7.80	2 /3.12	1 /12.08		3 /4.2
Jardines				14 /35.09		
Rocas			2 /3.42			

Si observamos los valores en el escenario de la banda de 100 metros (tablas 1.10 y 1.11), y lo comparamos con la banda de 1000 metros, vemos que los valores cambian según usemos, uno u otro escenario. Los valores de conectividad más altos en la banda de 100 metros, son los correspondientes a la clase del bosque de ribera; tanto en León como Quintana, la ribera, aunque artificial, existe de forma prácticamente continua, y en una franja estrecha a lo largo del río, hecho que provoca valores altos de LSI. Santa Elena, presenta también un valor alto de LSI en la ribera, por lo mismo que en los casos anteriores, aunque la vegetación ribereña es estrecha, siempre existe un mínimo de vegetación ripícola. En Alija, el valor de conectividad de la ribera es menor, ya que la franja de vegetación está muy fragmentada; así las áreas degradadas, presentan mayor conectividad que la vegetación ripícola porque las graveras se sitúan en la misma orilla del río y en esas zonas la vegetación ripícola ha sido destruida, lo que provoca la bajada de los valores de conectividad.

Tabla 1.10 Valores de LSI de las distintas unidades de paisaje en los pasillos de 100 metros

LSI	Alija	Cabanillas	Cármenes	León	Quintana	Sta Elena
Ribera	5.25	6.90	9.68	12.41	10.66	5.41
Urbano	1.36			2.93	2	
Choperas					5.13	2.05
A. degradadas	6.47			9.07		
Cultivos		1.66			3.45	2.44
Herbáceo	3.81	3.50	1.77		9.26	
Matorral			2.06			
Prados		2.91	5.88			4.94
Prados_Sebes		2.05				
Arbolado		1.55			1.50	
Río	5.59	6.66	10	5.77	6.39	
Arboles aislados					2	1.89
Choperas jóvenes					1	2.16
Infraestructuras	2.83	2.77	2.81	4.42	3.41	2.72
Jardines				4.69		
Rocas			1.71			

Los datos de ENN\_MN concuerdan con los de LSI, donde vemos que la ribera de Alija es la menos conectada, tiene el mayor valor de ENN; le siguen las riberas más estrechas, (León, Santa Elena, Quintana), que muestran mayores valores de ENN\_MN, es decir menos conexión, donde áreas degradadas y cultivos, son los usos del suelo mejor conectados, y las riberas más desarrolladas, Cabanillas y Cármenes, tienen valores menores, es decir mayor conectividad. En Alija, de nuevo, las áreas degradadas, están mejor conectadas que la ribera.



Tabla 1.11 Valores de ENN de las distintas unidades de paisaje en los pasillos de 100 metros

ENN_MN	Alija	Cabanilas	Cármenes	León	Quintana	Sta Elena
Ribera	36.86	8.17	4.52	15.38	16.65	26.07
Urbano	na			117.28	32	
Choperas					51.25	60.46
A. degradadas	13.18			8.28		
Cultivos		na			22.71	168.16
Herbáceo	47.05	129	na		8.94	
Matorral			na			
Prados		11.17	14.45			8.08
Prados_Sebes		na				
Arbolado natural		na			na	50.59
Río	6.32	6	8.48	9.23	8.24	
Arboles dispersos					82.80	
Choperas jóvenes					na	171.78
Infraestructuras	na	na	na	225	907.27	na
Jardines				48.78		
Rocas			na			

### 1.4.3 ANÁLISIS DE LA DINÁMICA DEL PAISAJE

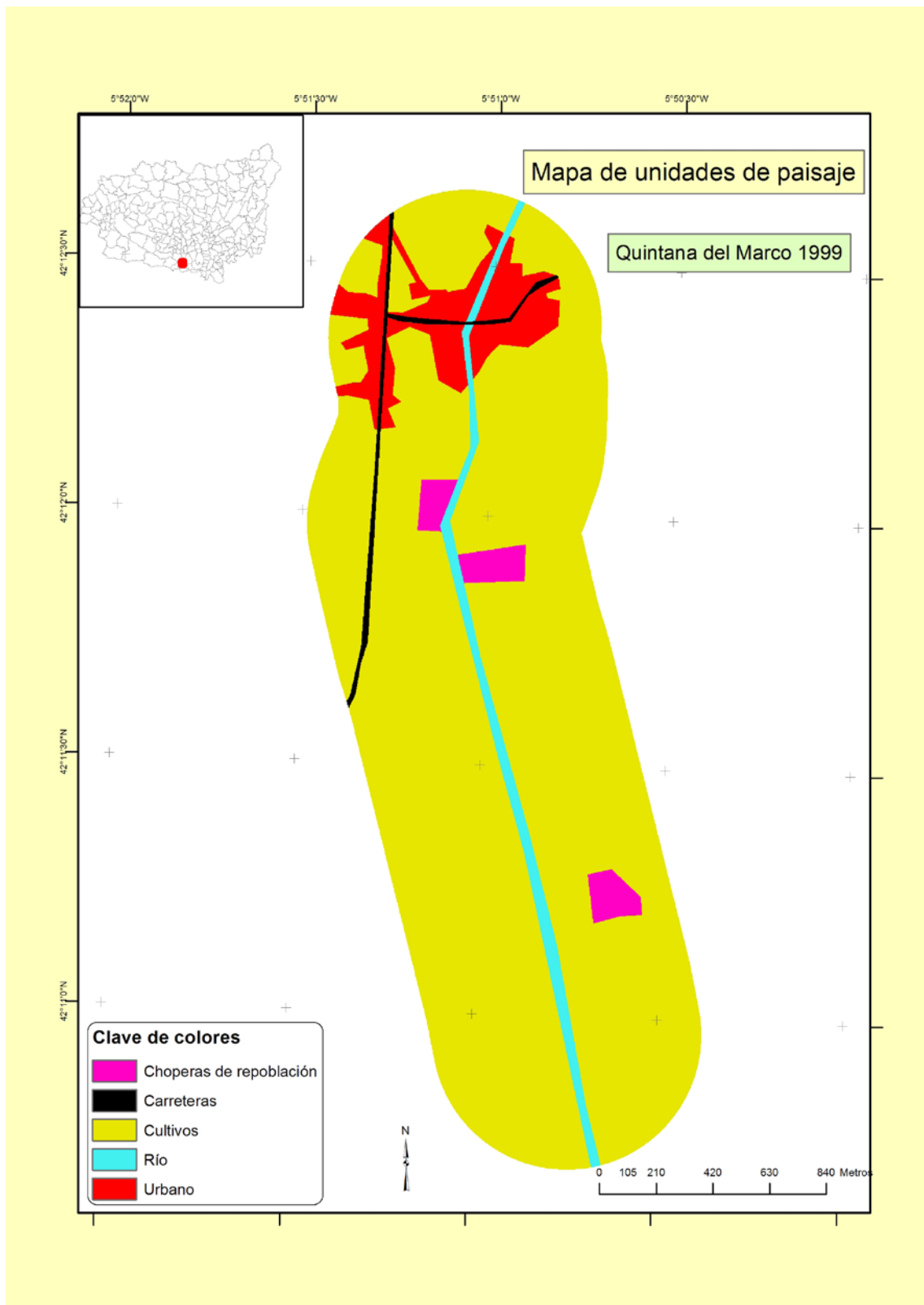
El análisis de la dinámica del paisaje se ha realizado en las tres áreas con matriz agrícola, Alija, Quintana y Santa Elena, ya que en ellas se había observado a simple vista un cambio a lo largo de los años del estudio. Se analizaron las ortofotos de dos momentos, 1999/2000 y 2011/2012, con la misma metodología utilizada para hacer el análisis de los elementos y la estructura del paisaje. Se definieron 7 unidades de paisaje, ya que “la elaboración de clases de trayectorias de cambio, es más sencilla y explicativa cuanto menos detallada es la tipología y los mapas realizados a partir de estas clases, podrían ser muy adecuados para su superposición con mapas de distribución de especies” (Suárez Seoane, 1998).

Así, las unidades de paisaje utilizadas fueron:

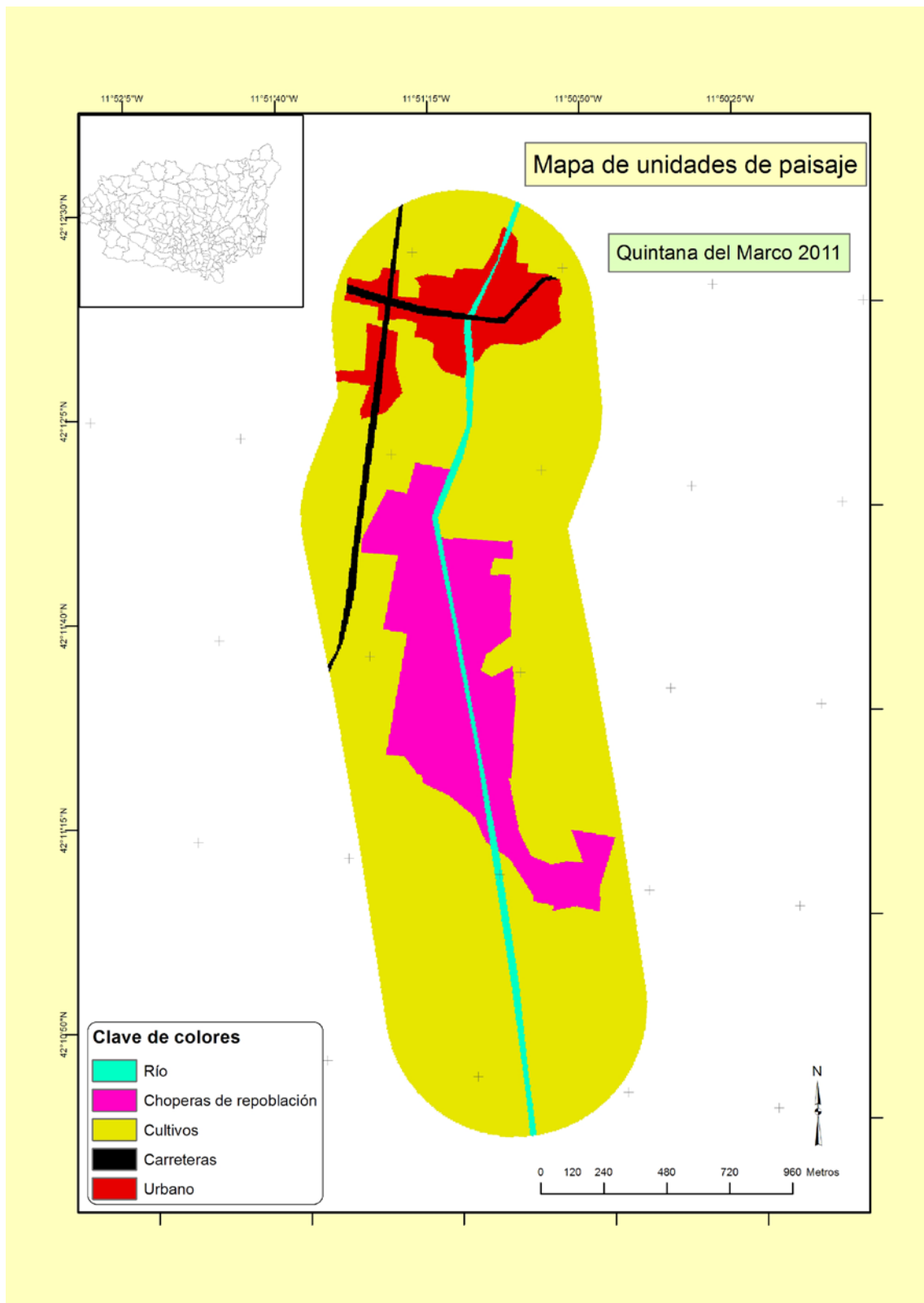
1. Zonas urbanas o construidas.
2. Carreteras y vías de comunicación.
3. Zonas con vegetación herbácea tanto cultivo como prados naturales.

4. Zonas húmedas, incluyendo, río, ribera y zonas encharcadas.
5. Zonas degradadas y muy degradadas, con poca o nula cobertura vegetal.
6. Vegetación natural no ribereña, arbustiva o arbórea, en todo caso con cobertura vegetal de media a alta.
7. Choperas de repoblación de diferentes edades.

Se han elaborado los mapas de unidades de paisaje para los dos momentos de análisis, a partir de estos mapas se han definido los elementos del paisaje en cada momento así como una evolución de las superficies de cada unidad paisajística y de los parámetros de riqueza de usos, diversidad y heterogeneidad mediante análisis con el software *Fragstat*.

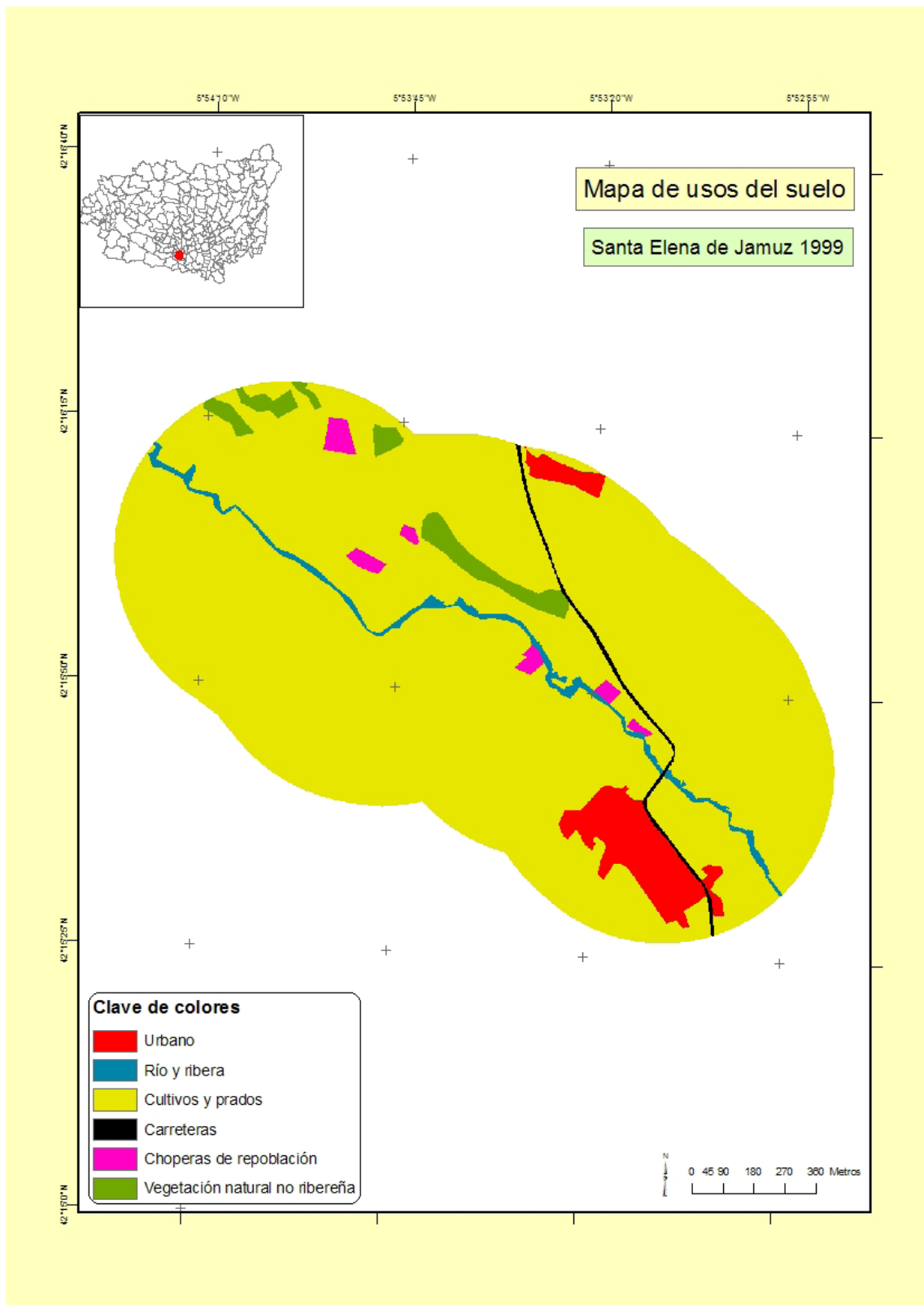


Mapa 1.10 Mapa de unidades de paisaje de Quintana del Marco en el año 1999

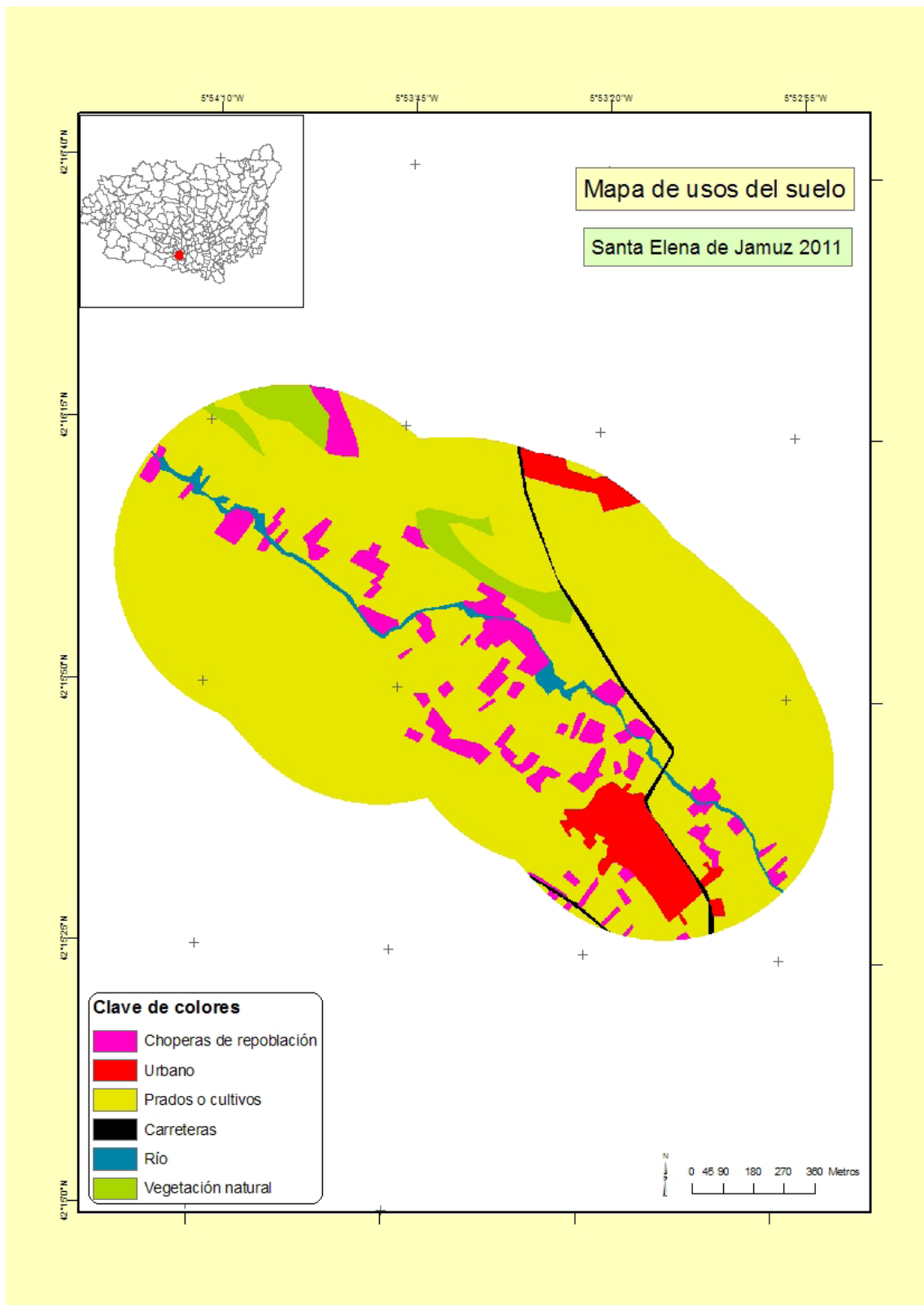


Mapa 1.11 Mapa de unidades de paisaje de Quintana del Marco en el año 2011





Mapa 1.12 Mapa de unidades de paisaje de Santa Elena de Jamuz en el año 1999



Mapa 1.13 Mapa de unidades de paisaje de Santa Elena de Jamuz en el año 2011

### 1.4.3.1 DEFINICIÓN Y CAMBIO DE LOS ELEMENTOS DEL PAISAJE

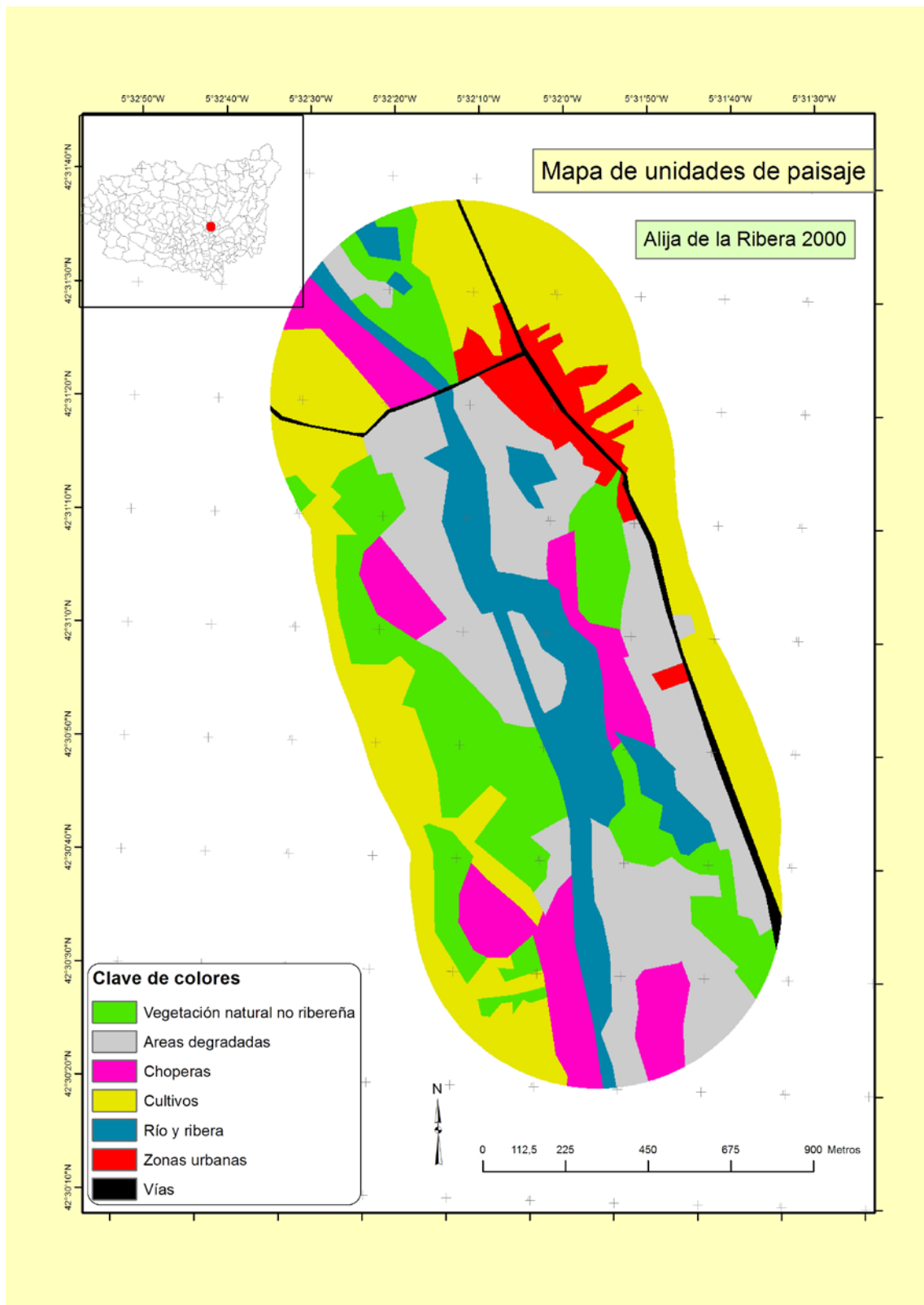
En los mapas anteriores correspondientes a la subcomarca Valjamuz, las perturbaciones que afectan a este paisaje son de tipo antrópico, siendo la actividad agrícola el principal agente disturbante. El hecho de ser una zona agraria, le somete constantemente a los vaivenes de los cambios de política agraria, que dejan su huella en el paisaje; aunque son numerosos los motores naturales y antrópicos del cambio, destaca por su importancia la Política Agrícola Comunitaria (PAC) que, durante las últimas décadas, ha favorecido el abandono de los cultivos en suelos menos productivos (Alvarez Martínez, 2010). El área presenta una matriz agraria en ambos momentos del estudio, con la diferencia de que ha aumentado de manera notable la superficie ocupada por las choperas de repoblación; esto se observa tanto en los mapas de unidades de paisaje, como a través de los mapas de cultivos del MAGRAMA<sup>9</sup> que muestran que tanto el municipio de Quintana del Marco, como el de Santa Elena de Jamuz, han perdido buena parte de los cultivos de secano, en los últimos 20-30 años, mientras que los de regadío se han mantenido o aumentado ligeramente.

Tabla 1.12 Evolución de las tierras de cultivo en cada término municipal.

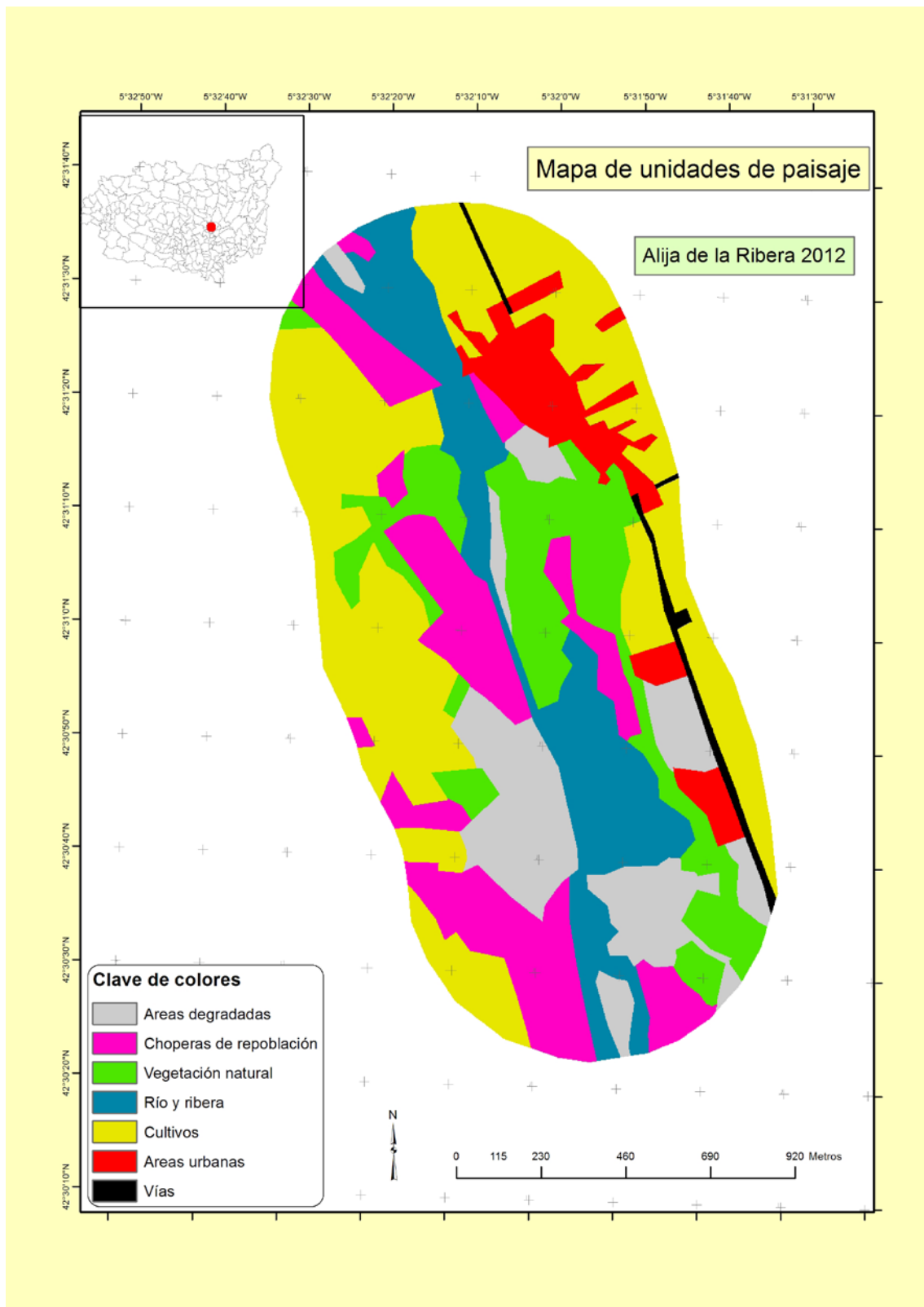
Municipio	Secano (has) 1980-1990	Secano (Has) 2000-2010	Regadío (Has) 1980-1990	Regadío (Has) 2000-2010
Santa Elena de Jamuz (6260 Has)	4722.63	2623.77	483.35	645.67
Quintana del Marco (2324 Has)	1125.61	709.75	863.13	886.67

Las áreas de secano se han sustituido parcialmente por repoblaciones forestales de chopo (*P x canadensis*) fundamentalmente. Así aparecen 31.42 Has. de chopo en el término municipal de Santa Elena y 104 Has. de chopo en el término municipal de Quintana. Estas repoblaciones, afectan de manera especial a las orillas de los ríos, cultivándose los chopos cerca del agua, ya que su rendimiento mejora sensiblemente con la humedad edáfica y/o el riego. Observando los mapas de unidades de paisaje en 1999 y 2011, queda patente, como el uso del suelo en las orillas de los ríos ha cambiado sustancialmente. Hace poco más de una década, las choperas eran testimoniales, hoy, sin embargo, forman parte del paisaje. En el área de Quintana, las plantaciones de choperas se han concentrado en la orilla del río, formando una importante masa uniforme, entre los campos de cultivo. En el caso de Santa Elena, las choperas se asientan de manera más o menos dispersa, a la orilla del río, pero también fuera de ella; en cualquier lado, donde se pueda regar, ya sea a partir de pozos, o con agua del río.

<sup>9</sup> <http://www.sig.mapa/siga.es> Enero 2013



Mapa 1.14 Mapa de unidades de paisaje de Alija de la Ribera en el año 2000



Mapa 1.15 Mapa de unidades de paisaje de Alija de la Ribera en el año 2012

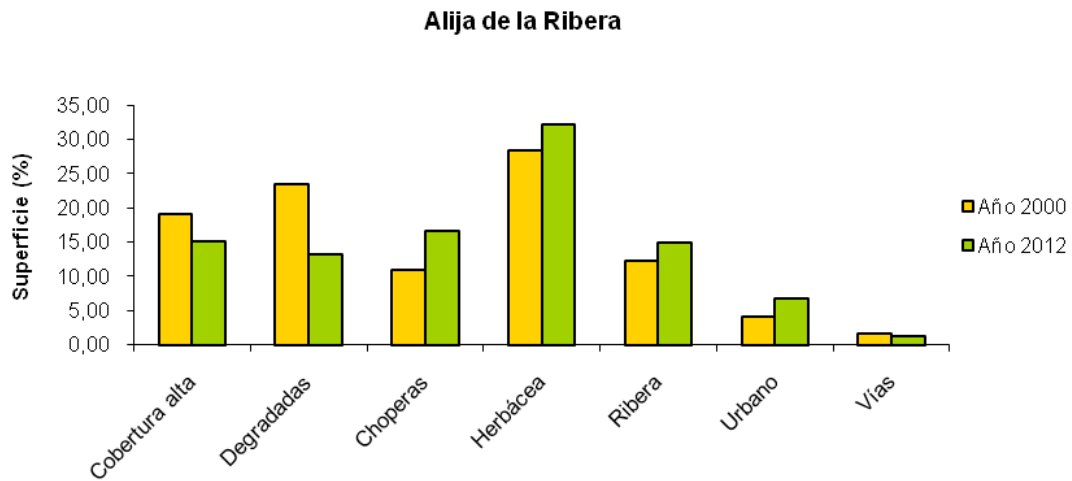


En el caso de Alija de la Ribera, las perturbaciones que afectan a este paisaje son también de tipo antrópico, siendo la actividad extractiva, el principal agente disturbante. Los mayores cambios se producen en la evolución de las áreas ligadas a actividades extractivas. Así vemos numerosas manchas correspondientes a las zonas de graveras, que alcanzan su auge a mediados de la década del 2000. (Ver mapa año 2004). En la margen izquierda del río, las áreas degradadas por la explotación han disminuido y se han recolonizado en parte con vegetación natural ribereña y en parte con choperas de repoblación. En la margen izquierda, la zona de extracción se ha desplazado aguas abajo, restaurándose las zonas degradadas con plantación de choperas, que también han ocupado zonas de cultivo. Las zonas con vegetación natural han disminuido notablemente en la margen derecha, siendo sustituidas por choperas repobladas. Se observa cierto grado de recolonización de la vegetación ripícola en las orillas del río, al abandonarse la actividad extractiva, y también en las hondonadas encharcadas que han recuperado la orla de carrizo y cárices. Las choperas muestran un aumento paulatino a lo largo de la década, ocupando áreas degradadas, pero también algunas zonas de cultivo y áreas de vegetación natural. Las áreas de cultivo se mantienen más o menos constantes, aunque con cierta tendencia al abandono y fragmentación. Los cultivos abandonados van siendo sustituidos por choperas de repoblación y otros van siendo colonizados de forma natural por tomillares.

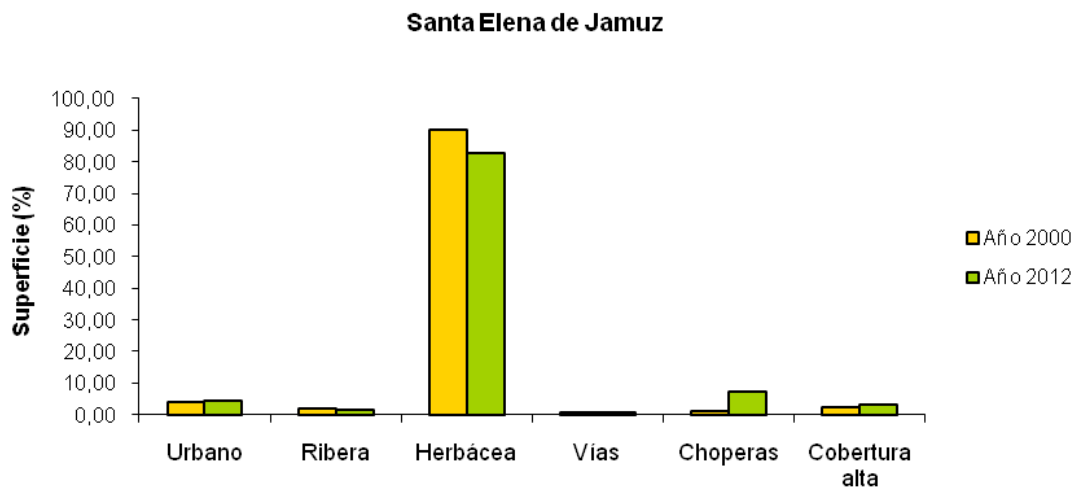
#### **1.4.3.2 ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA GLOBAL DEL PAISAJE**

##### ***1.4.3.2.1. EVOLUCIÓN DE LAS SUPERFICIES DE CADA UNIDAD DE PAISAJE***

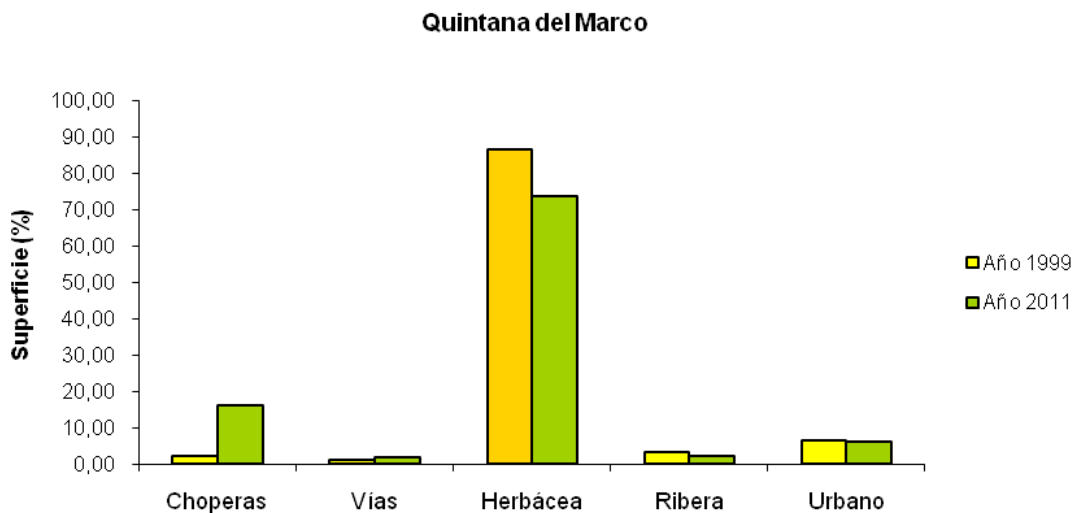
En este apartado se aborda el análisis de la evolución de las superficies ocupadas por cada unidad paisajística con una diferencia temporal de 12 años. La gráfica 1.7 muestra como en Alija de la Ribera, las zonas degradadas, que son las zonas de graveras han disminuido; esto se debe a un cierto abandono de la actividad extractiva y a la restauración en parte natural con una regeneración de vegetación herbácea y en parte artificial mediante la plantación de choperas que aumentan su superficie. La zona de ribera también aumenta ligeramente, ya que se da cierto grado de regeneración natural en las orillas, debido a la disminución de la actividad extractiva en la zona. La orilla derecha presenta muchos cambios, la zona de gravera se ha desplazado aguas abajo, y se observa un importante aumento de las choperas replantadas que incluso han ocupado zonas de vegetación natural.



Gráfica 1.7 Evolución de las superficies (%) de cada unidad paisajística en Alija de la Ribera



Gráfica 1.8 Evolución de las superficies (%) de cada unidad paisajística en Santa Elena de Jamuz



Gráfica 1.9 Evolución de las superficies (%) de cada unidad paisajística en Quintana del Marco

En las gráficas 1.8 y 1.9 se representan los cambios en el Jamuz, que consisten básicamente en una sustitución de las áreas de cultivo por choperas de repoblación, hecho ya observado en el apartado anterior donde se analizaron los elementos del paisaje.

#### 1.4.3.2 EVOLUCIÓN DE LOS VALORES DE LOS PARÁMETROS DEL PAISAJE

En cuanto a la dinámica cuantitativa del paisaje (tabla 1.13), se observa que el número de unidades de paisaje se mantiene constante en las tres zonas, la riqueza por tanto, no varía. En Alija los cambios de superficies observados se compensan unos con otros, dejando los valores de diversidad y equitabilidad prácticamente iguales, mientras que tanto en Santa Elena como Quintana, tanto la diversidad como la equitabilidad aumentan de forma notable.

Tabla 1.13 Evolución temporal de los parámetros paisajísticos.

	Alija 2000	Alija 2012	Santa Elena 2000	Santa Elena 2012	Quintana 1999	Quintana 2011
Riqueza	7	7	6	6	5	5
Diversidad	0.80	0.81	0.18	0.31	0.24	0.42
Equitabilidad	0.92	0.93	0.22	0.37	0.30	0.53

Este aumento de diversidad es originado por el crecimiento importante de las superficies de choperas de repoblación; el aumento de la superficies de choperas hace disminuir la dominancia de las zonas de cultivo; la equitabilidad también aumenta, ya que se produce un mayor reparto de las unidades de paisaje, bajando en ambos casos la dominancia que tienen las zonas de cultivo, que aún así se mantiene alta. Alija, aún siendo una zona de matriz agraria, sigue siendo mucho más diversa y uniforme que la zona del Jamuz, donde las zonas de cultivo presentan, una alta dominancia en el paisaje, tanto en el 1999, como en el 2011, lo que se refleja en sus bajos valores de diversidad y equitabilidad.

## 1.5 EVALUACIÓN DE LAS VARIABLES AMBIENTALES

Con el objetivo de evaluar la importancia que las diferentes variables ambientales medidas tienen en la conformación final del hábitat, aplicamos las técnicas de análisis multivariante, explicadas en el apartado de metodología. En concreto utilizamos (ACP), análisis de componentes principales (Hotelling, 1933) que es un método multivariante de reducción de variables. Dado un conjunto de variables, se trata de encontrar si es posible, otro conjunto de menos variables, independientes entre si y que contengan la mayor parte de la información contenida en el conjunto original (Abraira et al., 1996). Las variables con altos coeficientes permiten interpretar el tipo de factor que subyace en la ordenación presentada por el eje director, y pueden ser empleados como ejes gráficos para

la representación de puntos de muestreo (Harman, 1967). Para su realización empleamos el software CAP (Pisces Conservation, 2004)<sup>10</sup>

Aplicamos esta técnica a las diferentes variables del hábitat : datos geográficos y climáticos, altitud, precipitación, temperatura, índices térmicos y otros datos tomados *in situ*, relativos al bosque de ribera, índice QBR, la cobertura del dosel arbóreo, la cobertura arbustiva, número de estratos de la vegetación, anchura de la ribera (medido en foto aérea).

Las abreviaturas utilizadas en los gráficos son las siguientes:

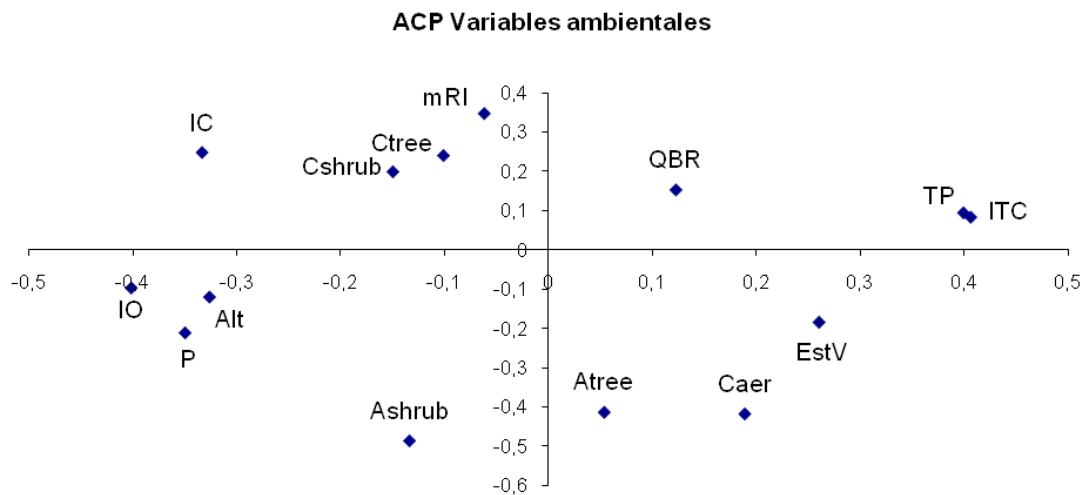
Tabla 1.14 Variables ambientales utilizadas en el ACP

Alt	Altitud media del municipio
ITC	Índice de termicidad compensada
IM3	Índice de mediterraneidad 3
T	Temperatura media anual
TP	Temperatura positiva anual
IC	Índice de continentalidad
IO	Índice ombrotérmico anual
P	Precipitación media anual
Caer	Cobertura vegetal aérea
mRI	Anchura de la ribera
QBR	Índice QBR
Ctree	Cobertura arbórea
Cshrub	Cobertura arbustiva
EstV	Número de estratos de vegetación
Atree	Altura de los árboles
Ashrub	Altura de los arbustos

A partir de la matriz de factores resultante, el programa hace una representación gráfica de todas las variables sobre el plano determinado por dos factores a partir de la cual se interpretan los factores. La interpretación de los factores es la parte más delicada del análisis, ya que incluye un claro componente de subjetividad (Abraira et al., 1996).

Al aplicar la técnica a las variables ambientales el resultado que obtenemos se expresa en las siguientes gráficas.

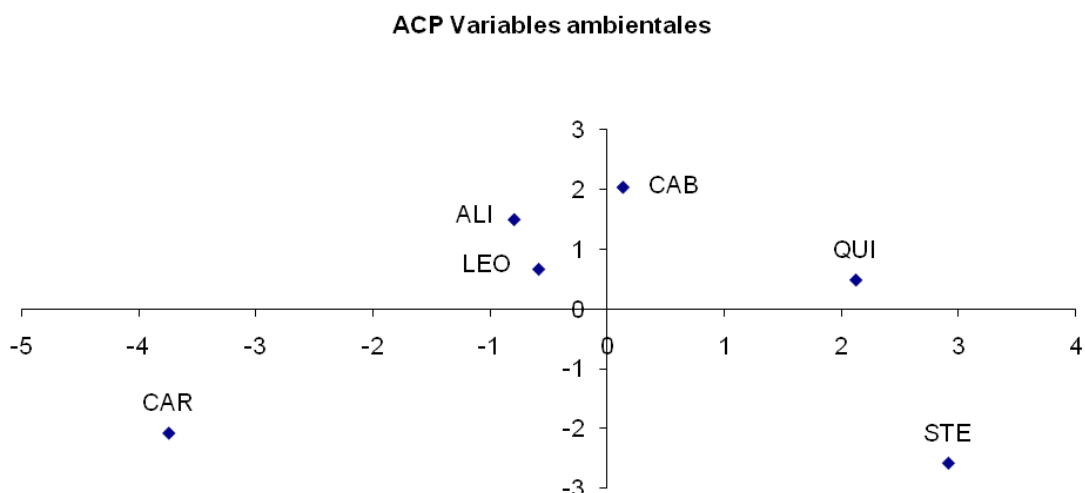
<sup>10</sup> CAP (Community Analysis Package). Pisces Conservation Ltd 2004.



Gráfica 1.10. Proyección de las variables ambientales en el análisis de componentes principales.

Los dos primeros ejes, absorben un 40,06% y un 25,75% respectivamente, absorbiendo un 65,81 % del total de la varianza. El eje X, se interpreta como un gradiente climático, el índice ombroérmico (IO) y el índice de termicidad compensada (ITC) son las variables más relacionadas con él, estando inversamente relacionadas. El eje Y, parece indicar características fisionómicas de la vegetación; así la anchura de la ribera y la cobertura vegetal, aparece inversamente relacionada con la altura de los árboles y arbustos. El índice QBR se relaciona más con anchura y cobertura que con altura de la vegetación. Podemos eliminar algunas variables que dan información redundante según la matriz de correlación, así el IM3 y TP mostraban correlaciones superiores al 0.85 con el ITC.

Si observamos la gráfica 1.11 donde se muestra una proyección de las áreas de estudio, se observa que la posición de Cármenes se relaciona con mayor altitud, precipitación e índice ombrotérmico, en contraposición a las áreas del Jamuz, que tienen mayor temperatura positiva anual. Respecto a la vegetación (eje Y) es Cabanillas el área más relacionada con el eje, mostrando mayor QBR y anchura de ribera.



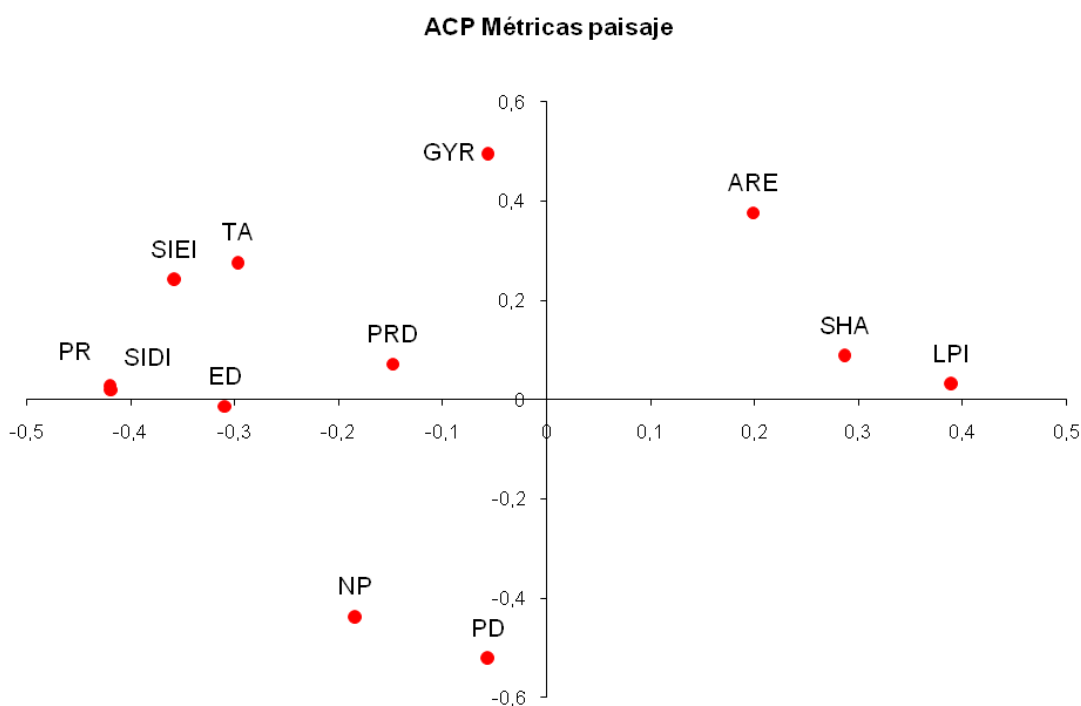
Gráfica 1.11. Proyección de las áreas de estudio en el Análisis de componentes principales.



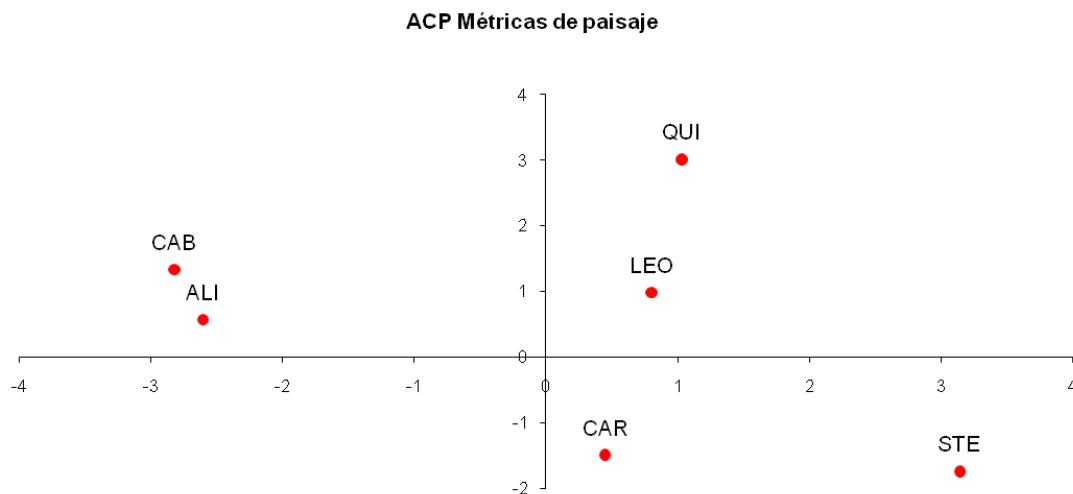
Repetimos la técnica con las métricas del paisaje, para ver cuales son las métricas que aportan más información. En este caso obtenemos que los dos ejes principales, absorben un 44,14 % y un 28.88% respectivamente, absorbiendo un 73.03 % del total de la varianza. El primer eje, representa el grado de diversidad del paisaje siendo la riqueza y el índice de diversidad las variables más relacionadas con el eje, e inversamente relacionadas con LPI que es una medida de dominancia; el eje Y hace relación al número y forma de los fragmentos; un alto número de fragmentos, implica mayor densidad de los mismos y tiene una relación inversamente proporcional con la media de su área, y su forma, resultando que los fragmentos alargados, (alto GYR) son más grandes y en menor número. En este caso de las 12 variables, podemos eliminar NP y PR porque dan información redundante, quedándonos con 10 variables.

Tabla 1.15 Abreviaturas de las métricas del paisaje utilizadas

TA	Tamaño del área
NP	Número de fragmentos
PD	Densidad de fragmentos
ARE	Media del área de los fragmentos
ED	Densidad de bordes
GYR	Media del radio de giro de los fragmentos
PR	Riqueza de hábitats
PRD	Densidad de riqueza de hábitats
LPI	Índice de mancha mayor
SHA	Índice de forma
SIDI	Índice de diversidad de Simpsons
SIEI	Índice de uniformidad de Simpson



Gráfica 1.12 Proyección de las métricas del paisaje en el ACP



Gráfica 1.13 Proyección de las áreas de estudio en el ACP

Si observamos la gráfica 1.13 donde se muestra una proyección de las áreas de estudio, vemos que las zonas más relacionadas con el eje X son Alija y Cabañillas que son las zonas más diversas, frente a Santa Elena; en el caso de Alija, la extracción de áridos, ha provocado un incremento en la diversidad de hábitats, no solo por los cambios asociados a la propia explotación sino por la dinámica de recuperación al finalizar la explotación, que crea nuevos hábitats asociados (charcas, pastizales húmedos, etc). Respecto al segundo eje, Cármenes tiene el mayor número de fragmentos, más compactos y pequeños, frente a Quintana con menor densidad de fragmentos y formas más alargadas.

## 1.6 DISCUSIÓN

A lo largo de este capítulo se ha hecho un análisis exhaustivo del paisaje de las áreas de estudio. Una de las primeras decisiones a tomar fue la **definición de las unidades de paisaje a diferenciar y la escala de trabajo**; la mayoría de los autores que hacen estudios de este tipo, inciden en la importancia de esta elección, en la que deben estar muy presentes los objetivos que perseguimos, ya que en muchos casos los resultados varían en función de esta elección. No es una cuestión baladí, pero a veces limitada incluso por el material fotográfico disponible. En este trabajo, el estudio del paisaje es **un instrumento** que nos permitirá establecer relaciones del paisaje con la distribución de las especies de aves, por tanto es importante integrar el rango de escalas en que los organismos, las aves en este caso, perciben el espacio e identificar las escalas más adecuadas para el objetivo propuesto. Teniendo en cuenta estos factores partimos en nuestro estudio de un análisis bastante fino de detalle y diferenciamos 16 unidades de paisaje, aunque a lo largo del estudio se revelan algunas de ellas tan similares que a veces son difíciles de discernir, en especial donde las manchas son pequeñas, ya que además son consideradas como unidades discretas, sin poder tener en cuenta la natural existencia de las situaciones de transición; por otro lado “la elaboración de clases de trayectorias de cambio, es más sencilla y explicativa cuanto menos detallada es la tipología y los mapas realizados

a partir de estas clases, podrían ser muy adecuados para su superposición con mapas de distribución de especies” (Suárez Seoane, 1998); por esta razón en la segunda parte del estudio donde analizamos la evolución del paisaje en 12 años, recurrimos a una escala menos detallada, diferenciando solo siete unidades de paisaje. Es importante tener presente que las medidas hechas a distintas escalas no pueden ser comparables ni transferibles de unas a otras (Turner & Ruscher, 1988; Qi & Wu, 1996). Estos autores sugieren que se utilice más de un método para caracterizar la heterogeneidad del paisaje y/o determinar las escalas adecuadas de medida.

Aunque pueda parecer que a mayor definición mayores resultados lo cierto es que hay que tener en cuenta que puede ocurrir que “A escalas tipológicas más detalladas no se detectan los cambios producidos que si el estudio se hace a escalas menos detalladas; 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 demasiados detalles” (Suárez Seoane, 1998) y además existe una dependencia de la 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, 1992).

Respecto al análisis de **los elementos del paisaje**, nos encontramos como en algunos casos la matriz de los paisajes es muy nítida, zonas con predominancia agraria o urbana, pero en los casos de Cabanillas y Cármenes, discernir la matriz del paisaje de manera visual no es tan fácil; para ello, se utilizan además de las superficies, parámetros cuantitativos para ver cuales son las unidades mejor conectadas.

La **conectividad** es uno de los parámetros más interesantes de analizar, ya que la conectividad entre las distintas unidades de paisaje “*connectedness*”, es de gran importancia para el estudio de la conectividad biológica “*connectivity*” (Baudry, 1985; Merriam, 1990); también en este caso la escala de estudio y los unidades de paisaje definidas para el análisis son importantísimas, ya que la conectividad depende de la escala tipológica definida, ya que en función de esta se pueden obtener diferentes interpretaciones de las relaciones entra las unidades paisajísticas (Suárez Seoane, 1998). La **conectividad** tiene también un importante papel a la hora de intentar erradicar especies que han generado una plaga, mediante técnicas de ingeniería paisajística. (Drake et al., 1989).

En nuestro análisis, comprobamos como las unidades que constituyen las matrices del paisaje presentan además de las mayores superficies, alta conectividad y que las riberas de las zonas más transformadas, presentan baja conectividad; concretamente el área de Alija de la Ribera, muestra que las manchas de bosque de ribera están más aisladas y **este tipo de hábitat más fragmentado**. En este sentido es de esperar que en esas zonas, el conjunto de aves de ribera se vea afectado.

Otro de los parámetros paisajísticos relacionados con la conectividad es la forma de los fragmentos; esta tiene una importancia primordial e incluso a veces se considera más relevante que la dimensión; en líneas generales, se considera

que las formas circulares facilitan la conservación de los valores naturales, las formas irregulares facilitan los intercambios con su entorno y las formas en red o laberínticas proporcionan una fácil conducción o transporte (Forman, 1995; Forman & Godron, 1981 y Forman & Godron, 1986). Las áreas con formas más compactas de las estudiadas son Cabanillas, Cárrmenes y Santa Elena, atendiendo al valor de radio de giro (Gyrate\_MN), que aún siendo áreas diferentes entre si, ninguna presenta actividades humanas de alto impacto. Si analizamos la banda de 100 metros, los resultados varían; en este caso en Cárrmenes predominan las formas alargadas, dando altos valores de "Gyrate", y de "Shape" (forma irregular), por tanto la orilla en Cárrmenes, favorece los intercambios con el entorno; en el extremo opuesto está la orilla de Santa Elena con formas más redondeadas, el menor valor de "Gyrate" y "Shape", presentando varias manchas con formas regulares, poco conectadas entre si, a excepción de la ribera y el sistema de prados circundante.

La heterogeneidad es otra 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 et al., 1999); mientras que la diversidad varía solamente con la proporción de cada tipo de elemento del paisaje, la heterogeneidad depende también de la fragmentación, de la configuración de los parches y aporta una idea espacial del patrón (Baudry & Baudry-Burel, 1982; Baudry, 1985).

A través del análisis de los parámetros relacionados con la diversidad y riqueza de unidades de paisaje, observamos como las áreas más transformadas tienen valores de riqueza y diversidad paisajística tan altos como las áreas más naturales; precisamente en algunos casos son los factores disturbantes, los que dan diversidad a los paisajes y originan nuevos hábitats que redundan en un aumento de estos índices; en este sentido merece la pena reflexionar sobre la relación entre diversidad paisajística y calidad paisajística; conceptos que no tienen porqué estar relacionados, dado que además la calidad paisajística tiene un alto componente subjetivo y que la diversidad está en algunos casos relacionada con impactos humanos sobre el paisaje.

Este caso es aplicable a la zona de Alija de la Ribera, donde la actividad industrial de extracción de áridos, ha dado origen a la creación de charcones y zonas húmedas, creándose un nuevo tipo de hábitat resultante después del abandono de la actividad extractiva.

Para analizar cuales son los parámetros del hábitat más significativos, hemos utilizado técnicas de análisis multivariante, que son frecuentes en estudios de hábitat y comunidades, aunque estas técnicas no están exentas de polémica. Calvo et al. (1992), los consideran convenientes, mientras que otros autores como Rextad et al. (1988), cuestionan que sean útiles a la hora de identificar relaciones significativas. Por ello, las interpretaciones hechas a partir de estos análisis deben ser tomadas con cierta cautela. En nuestro estudio, la varianza absorbida en el análisis de componentes principales por los dos primeros ejes, en los análisis realizados está entre el 65% y el 73%, que son valores bastante altos, ya que la varianza absorbida en este tipo de análisis suele ser bastante menor; Burel & Baudry (1990), obtienen un 33% para los dos primeros ejes,

dado que se comparan situaciones muy diferentes espacial y temporalmente. En el análisis de componentes principales de las métricas del paisaje la varianza absorbida por los dos primeros ejes fue la más elevada, 73.03%, absorbiendo el primer eje un 44.14% de la varianza.

En el ACP de las variables ambientales, se reflejan las variaciones climáticas de cada zona, siendo el índice ombrotérmico y el índice de termicidad compensada los que más información aportan; el índice QBR también se muestra como un buen prescriptor, y se relaciona con la anchura de la ribera y la cobertura de árboles y arbustos y no tanto con la altura de la vegetación; respecto al paisaje, el índice de diversidad y el LPI (índice de mancha mayor), son los que más información aportan; vemos como las zonas con matriz agrícola, son las que tienen un paisaje menos diverso, y se contraponen a las zonas con paisajes más diversos y con riberas de mayor calidad (QBR) y usos más tradicionales y variados.

A través de los estudios del paisaje, podemos cuantificar la estructura paisajística y obtener información clave sobre condiciones y procesos ecológicos, si además se hacen estudios de evolución temporal se pueden identificar y cuantificar procesos que ha seguido un territorio, y como los diferentes agentes disturbantes han actuado sobre él. Estos hechos, están muy relacionados con componentes socioeconómicos y también culturales. Es interesante profundizar sobre aunar aspectos sociales, económicos y culturales, para explicar la situación actual y los cambios en los paisajes. En las zonas agrícolas en las que hemos analizado la evolución temporal hemos observado una pérdida progresiva de los cultivos de secano y un aumento de cultivos subvencionados, en este caso choperas de repoblación; por otro lado, también se ha observado como la actividad extractiva de gravas y arenas se ha frenado a causa de la bajada de demanda de estos materiales y como ha disminuido la superficie de áreas degradadas, tanto por abandono de la actividad y restauración como por la propia regeneración natural de la vegetación.

La combinación de los resultados cuantitativos, aportados por índices métricos con variables de carácter socioeconómico, cultural e información cualitativa, puede ser de gran interés y utilidad. Este tipo de interpretación puede aportar una aproximación más completa y compleja a la relación entre dinámica ecológica y actividad antrópica en la continua evolución de los paisajes (Fiedler 1990; Naueh, 1984; Zonneveld, 1990). La cuestión básica es si conociendo solo los valores de los índices paisajísticos y como estos cambian en el tiempo, sería posible especificar los correspondientes cambios ecológicos; para muchos procesos es posible intuir su significación (O'Neill et al., 1988) y traducirlos en tendencias en las poblaciones; así, por ejemplo, una disminución de la conectividad espacial del bosque, normalmente indicativa de su fragmentación generalmente va asociada a una extinción local de las especies forestales (Merriam, 1990). Correlacionando índices de patrones paisajísticos con fenómenos ecológicos, como la propagación de las perturbaciones 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).



## 1.7 CONCLUSIONES.

- PRIMERA. Alija de la Ribera, Quintana del Marco y Santa Elena de Jamuz presentan una matriz agrícola, mientras que Cabanillas y Cármenes comparten una matriz consistente en un sistema de prados de fondo de valle con o sin sebes; el área más diferente es León, con una matriz totalmente urbana.
- SEGUNDA. Las áreas agrícolas del Jamuz presentan un paisaje más pobre y menos diverso; las áreas más ricas y diversas son Alija de la Ribera y Cabanillas.
- TERCERA. Las orillas con mayores impactos presentan mayor riqueza y diversidad de paisaje que las orillas menos transformadas; la orilla más rica y diversa es Quintana; Cabanillas y Cármenes mantienen riqueza, pero presentan menor diversidad que las riberas más transformadas.
- CUARTA. Los bosques de ribera, son la unidad de paisaje mejor conectada en todas las áreas excepto en Alija, aunque en las zonas de matriz agraria presentan mayor fragmentación.
- QUINTA. La explotación de áridos en el río Bernesga en Alija de la Ribera, ha originado la fragmentación del bosque de ribera, y un aumento de los valores de riqueza y diversidad del paisaje, debido a la aparición de nuevas unidades de paisaje como resultado de la actividad industrial.
- SEXTA. En el análisis de la dinámica temporal del paisaje en 12 años, realizado en las áreas agrícolas, se observa la sustitución de cultivos herbáceos por choperas de repoblación, redundando en un aumento de la diversidad paisajística en las áreas del Jamuz. En Alija de la Ribera se observa una disminución de la superficie de áreas degradadas.
- SEPTIMA. El índice ombrotérmico (IO), el índice de termicidad compensada (ITC) , y el índice (QBR) entre las variables ambientales y el índice de diversidad (SIDI), el índice de mancha mayor (LPI), el radio de giro de los fragmentos (GYR) y la densidad de los mismos entre las métricas del paisaje, son las variables que más información han aportado.





# **CAPÍTULO 2**

**DESCRIPCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE AVES**



## ÍNDICE CAPÍTULO 2

2.1 Introducción .....	115
2.2 Material y métodos .....	116
2.3 Resultados .....	119
2.3.1. Descripción de las comunidades de aves de las áreas de estudio..	119
2.3.1.1 Río Torío. Zona alta. Cármenes .....	120
2.3.1.2 Río Bernesga. Zona media. Cabanillas. ....	124
2.3.1.3 Río Bernesga. Zona urbana. León .....	129
2.3.1.4 Río Bernesga. Zona media. Alija de la Ribera. ....	133
2.3.1.5 Río Jamuz.....	138
2.3.2 La comunidad ripícola .....	144
2.3.3 Evolución temporal de la comunidad de aves.....	149
2.3.3.1 Evolución temporal de los parámetros comunitarios. ....	149
2.3.3.2 Evolución temporal de la composición específica de la comunidad .....	149
2.4 Discusión .....	151
2.5 Conclusiones .....	161

## OBJETIVOS

Describir la composición específica de las comunidades de aves nidificantes e invernantes de los bosques de ribera, en los tramos altos y medios, de ríos con cauces no regulados de la provincia de León.

Definir a través de los parámetros ecológicos más usuales, las comunidades de aves de las riberas.

Analizar el subconjunto de especies de la comunidad de aves más fuertemente ligado a los sotos.

Analizar las tendencias poblacionales de las especies de aves, durante el periodo de estudio.





## 2.1 INTRODUCCIÓN

Hay cientos de estudios y artículos científicos sobre las comunidades de aves de muy diferentes ecosistemas; se han estudiado con profusión las aves de los bosques, pinares, robledales, bosques tropicales, las aves acuáticas de lagunas y embalses y las de estepas, cultivos y desiertos; sin embargo y en comparación con estos, las aves de los bosques de ribera, han sido mucho menos estudiadas, aún siendo un hábitat de excepcional riqueza ornítica; el hábitat ripícola alberga 2-10 veces más aves que los hábitats adyacentes no ripícolas. (Bureau of Land Management, 2013). En nuestra opinión, las principales razones, se basan en su carácter heterogéneo y poco previsible, ya que son bosques bastante cambiantes; en algunos casos, las choperas típicas de muchas riberas, son periódicamente taladas, con lo cual el medio sufre un drástico cambio; por otro lado, en nuestras latitudes, apenas existen “genuinas riberas” como las que existen en otros lugares del mundo; así por ejemplo las riberas amazónicas con más de 140 m son las únicas que consiguen mantener las comunidades de aves íntegras (Bueno et al., 2012); en el río Paraná (Brasil), la riqueza y abundancia son máximas en sotos con una media de 50 metros de anchura y escasa perturbación antrópica. Crispin y Dos anjos (2014), afirman que la riqueza aumenta un 30% cuando la anchura pasa de 50 a 100 metros, residiendo las especies más exigentes en las riberas más anchas.

Riberas de estas características son muy escasas en nuestras latitudes; en España, aunque su delimitación legal la marca la delimitación del dominio público hidráulico, la delimitación ecológica no está tan clara, estimándose la anchura media de las riberas en unos 30 metros y constituyendo uno de los ecosistemas con mayor carácter ecotónico, donde en el mejor de los casos, se desarrollan actividades tradicionales, como huertas o prados de siega y en los peores han sido víctimas de explotaciones industriales de áridos, plantaciones de chopos y en los casos más extremos han desaparecido bajo escolleras, urbanización de los márgenes y drásticas canalizaciones; por estas razones las comunidades de aves de la orilla del río son también de lo más heterogéneo, albergando en determinados momentos muchas especies de los ecosistemas circundantes por lo que definir hasta que punto las aves que allí encontramos son o no propias de la misma no es fácil; aunque hay un cierto número de especies especialistas fuertemente ligadas a las riberas, lo cierto es que en ellas vamos a encontrar una gran proporción de aves ubiquestas, de carácter forestal, de lindero y medios antrópicos, propias de los ecosistemas circundantes que utilizan la ribera como refugio o fuente de alimento. Por tanto, el análisis de la comunidad de aves de la ribera debe hacerse desde esta perspectiva.

En este capítulo, hacemos una descripción de las comunidades de aves de las áreas de estudio, para pasar en el capítulo 3 a relacionar las variables ambientales de estructura del hábitat con la comunidad de aves ligadas al mismo.

La datación de la comunidad ornítica se hace dando la composición específica y diversos parámetros cuantitativos al uso para este tipo de estudios: riqueza, abundancia, diversidad, especies dominantes; se comparan estos parámetros entre las distintas áreas estudiadas y en los dos momentos de estudio (años 1994/1995 y 2012/2013). En todo el análisis se ha diferenciado siempre la co-

unidad invernante, acotando este periodo entre el 15 de noviembre y el 15 de febrero, y reproductora (1 abril al 30 de junio). En los casos que disponemos de censos fuera de estas épocas del año, se han utilizado para determinar las especies que detectamos en pasos migratorios. Analizamos por separado las especies más ligadas a los bosques de ribera, como el Pito real, el Aviión zapador, la Lavandera blanca, el Ruiseñor común y Cetia, el Pájaro moscón, la Oropéndola o el Escribano soteño.

## 2.2 MATERIAL Y MÉTODOS

El método de censo utilizado ha sido el *transecto finlandés* (Järvinen y Väisänen, 1975). Este método consiste en anotar por separado, los contactos que se hacen en una banda principal, que llamaremos (MB), que abarca 25 metros a cada lado de la línea de progresión, y los contactos que se hacen fuera de la banda principal, llamada banda suplementaria (SB), que no tiene limitación espacial.

Este método, es una variación del transecto o taxiado, que solo registra los individuos en una banda principal, después de observar que de ese modo, solo una pequeña parte de las observaciones se incluían en la banda de recuento de 25 m, tradicionalmente utilizada para el conteo de paseriformes (Järvinen et al., 1991).

Este hecho perjudicaba en especial a las especies menos abundantes y complicaba el cálculo de su densidad. Así idearon ampliar el área de observación a una (SB) a ambos lados de la banda principal.

El recorrido de una longitud controlada, de aproximadamente 1 km, se realizaba sin variar el recorrido ni el método, siguiendo las recomendaciones de los autores (Järvinen & Väisänen, 1976a y 1976b) para las comunidades reproductoras de aves:

- El censo ha de realizarse al amanecer evitando días ventosos o de fuertes lluvias.
- Para comunidades invernantes tener en cuenta que la detectabilidad es máxima a mayor temperatura ambiente, por lo que el censo se hará en las horas centrales del día. En primavera, por el contrario, los censos se hacen poco después del amanecer, donde la actividad canora y la detectabilidad son óptimas.
- Estudiar previamente el recorrido sobre un mapa y controlar la distancia recorrida, mediante mapas, fotos aéreas o el uso de un podómetro o GPS, siempre que el paso pueda ser regular.

- El recorrido ha de ser lento (1 Km. cada 45-60 minutos, según la densidad, parando tantas veces como lo exija la correcta identificación y ubicación de las aves, con respecto a la banda). Las aves en vuelo se consideran fuera de la banda de recuento principal.
- Solo se tienen en cuenta las aves surgidas al paso del censador, ignorando posteriores apariciones a sus espaldas.

Los censos se han realizado en dos momentos distintos. La primera fase se ha hecho a lo largo de dos años (1994 y 1995), haciendo entre 10 y 20 conteos de aves en cada una de las áreas de estudio, con un mayor esfuerzo de muestreo en primavera. La segunda fase se ha hecho en el invierno del año 2012, y en la primavera del año 2013.

La comparación de los dos periodos, siendo conscientes que son dos momentos puntuales, da una idea de la evolución temporal de las comunidades de aves en estos hábitats y las tendencias poblacionales de las especies.

La identificación de las especies, se ha hecho mediante una combinación de la identificación de su canto, y por observación visual. El material óptico usado para la determinación visual de las aves han sido unos prismáticos 8x30. El ajuste inicial de la longitud de los itinerarios se hizo mediante podómetros y posteriormente se midieron las longitudes recorridas mediante medición en foto aérea con ArcGIS. Para la toma de los tiempos, se utiliza un reloj de muñeca. La distancia de la banda de 25 metros, se calcula por aproximación, basada en la experiencia del observador.

En los conteos se han censado todas las especies detectadas, paseriformes y no paseriformes; asumimos cierto error en el cálculo de las densidades del conjunto de la comunidad, ya que incluir tanto no paseriformes como especies con tendencias gregarias y/o coloniales, puede ser discutible. Las especies no paseriformes, en general son más escasas, tienen una distribución menos homogénea, dominios vitales más grandes, más inestables ante las modificaciones del medio, por lo que los cálculos de densidad de estas especies con el método de censo utilizado no son los más adecuados. Sin embargo se estima que las cifras generales de densidad de la comunidad en general, apenas detectan cambios incluyendo estas especies. No obstante y para ciertos parámetros, se ha planteado la extracción de subconjuntos; este punto se aclara a lo largo del texto.

Los cálculos de los Índices Kilométricos de Abundancia (IKA), se hacen con datos de la banda principal y la suplementaria, para de esa manera sacar partido a los contactos obtenidos en esa banda, que pueden ser muy numerosos. Para el cálculo de densidades se ha optado por prescindir de los datos de la SB, debido a la indeterminación de su anchura, y calcular las densidades solo con los datos de MB, donde la detectabilidad de la especie es máxima y bastante parecida. Somos conscientes de que asumir esto no es totalmente correcto (Eberhardt, 1978; Burnam et al., 1980), sin embargo se asume por la comuni-

dad científica que los efectos de la diferente detectabilidad son muy reducidos, como ha quedado demostrado en muchos estudios (Järvinen, 1978; Tiainen et al., 1980; Svensson, 1980; Tellería y Garza, 1981).

El problema de las especies de no paseriformes que se distribuyen de forma heterogénea bien por no tener espaciamiento regular de sus territorios o anidar colonialmente, ha sido muy discutido a la hora de monitorear sus poblaciones o definir sus abundancias (Koskimies y Väisanen, 1990). Hemos decidido incluir, aunque de forma separada, los IKA de este grupo de aves porque instruye sobre sus abundancias relativas, muy valiosas en casos como las rapaces diurnas o aves acuáticas ribereñas (cormoranes, anátidas, gaviotas y limícolas), sin perder la información de conteos primaverales e invernales. Además, estos datos son significativos a la hora de comparar localidades, donde no solo interesa conocer el estatus y abundancia de las aves comunes, sino también tener idea de si estas especies, muchas de alto valor de conservación, aparecen o no. En Finlandia, por ejemplo, el monitoreo de aves acuáticas reproductoras (Lanni et al., 1988), se realiza mediante un diseño de recorridos en coche en una cuadrícula de 10x10 km, en el que se realizan 20-30 conteos puntuales de entre 5 y 15 minutos de duración, antes del mediodía, con un censo en la primera quincena de mayo y otro a principios de junio. Con las rapaces diurnas y nocturnas (Saurola, 1986) eligen una cuadrícula de 10x10 km. y se desarrolla un periodo de censo desde febrero hasta agosto con observaciones de los cortejos aéreos de rapaces diurnas, escucha de cantos de búhos, búsqueda de nidos y búsqueda de polladas volanderas. La unidad de censo es la pareja que habita un territorio.

Es evidente que las colonias de Cigüeñas blancas, Garzas reales y Grajas, en las riberas de León, pueden incidir en altísimos valores de IKA en algunos parajes, pero este rasgo de gregarismo debe ser considerado sin compararlo con los IKAs propios de especies territoriales repartidas uniformemente.

Con los datos recogidos mediante el método anteriormente explicado, se calcularon los siguientes parámetros ecológicos de la comunidad de aves, siempre separando comunidad reproductora de la invernal, como ya hemos detallado:

La **abundancia** es la cantidad total de individuos de una determinada especie y puede expresarse como densidad (aves/ha) o como Índices de abundancia, en este caso IKA (Índice kilométrico de abundancia). Calculamos los IKA por especies y las densidades del total de la comunidad.

La **riqueza (S)** es el número de especies presentes en el área de estudio. Calculamos la riqueza media y la riqueza acumulada, para obtener la riqueza total en la zona.

La **diversidad (H)** utilizando el índice de diversidad de Shannon & Weaver, 1949, que mide la cantidad de información o grado de orden en un sistema (Margalef, 1968).

La fórmula utilizada es  $H = - \sum p_i \log p_i$



Cuanto mayor sea el valor de H más información contiene la comunidad, más diversa es y más difícil es predecir correctamente la identidad específica del próximo individuo extraído de la comunidad (Blondel, 1975, 1986).

La **dominancia (D)** utilizando el índice de Simpson. Varía de 0 a 1. Cuanto más se acerca a 0, mejor reparto de los taxones, cuando es 1 un taxón domina completamente la comunidad.

La **uniformidad o equitabilidad, (J)** como el cociente entre la diversidad de Shanon y el logaritmo natural de la riqueza. Teniendo en cuenta que la diversidad máxima es el logaritmo de S, la equitabilidad será 1 cuando todos los taxones estén equilibradamente repartidos.

El **índice de dominancia (ID)** de las comunidades. El ID es el cociente entre la suma de las densidades de las dos especies más abundantes, y la densidad total. Este índice está considerado como un índice biológico de estrés ambiental. Se puede indicar en porcentajes.

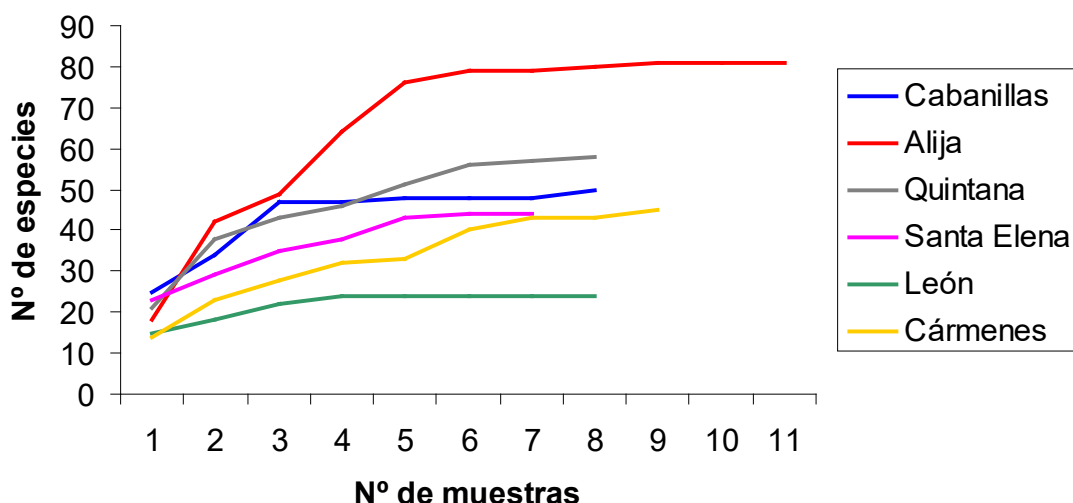
Todos los parámetros se calcularon con el programa informático PAST, versión 2.14. (Hammer, Harper & Ryan 2001).

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1. DESCRIPCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE AVES DE LAS ÁREAS DE ESTUDIO.

A continuación se exponen los resultados obtenidos acerca de la composición específica de las comunidades de aves y los parámetros ecológicos calculados en cada área de estudio. El número de censos realizado en la época reproductora en la primera fase del estudio, varía entre 7 y 11. La gráfica 2.1 muestra la aparición de especies, a partir de las repeticiones de censos y podemos observar que a partir del muestreo número 4 o 5 la aparición de nuevas especies es mínima, por lo que consideramos que cuatro es el número mínimo de muestreos a realizar, para tener una representación fiable de la comunidad; por esta razón en la segunda fase del estudio, se han realizado entre cuatro y seis censos de cada una de las zonas.

### Curvas de acumulación de especies



Gráfica 2.1 Curva de acumulación de especies en los muestreos de abril a junio en la primera fase del estudio (1994-1995).

#### 2.3.1.1 RÍO TORÍO. ZONA ALTA. CÁRMENES

El itinerario de estudio recorre un kilómetro aguas arriba del puente de Almuzara sobre el río Torío, municipio de Cármenes; el área es un típico valle de montaña rodeado de prados de siega delimitados por sebes. En un pasillo de 500 metros de anchura a cada lado del río, la zona de ribera y los prados de siega ocupan un 52% de la superficie, zonas de laderas con cierta pendiente, matorral y áreas de vegetación herbácea y pastizal ocupan el resto del área. Aunque no se han estudiado con detenimiento los cambios de uso del suelo, no se han observado cambios importantes en la estructura del hábitat entre las dos fases del estudio.

En la zona de Cármenes, se han encontrado un total de **58 especies**, 4 de ellas exclusivamente invernantes y 13 exclusivamente estivales.

Tabla 2.1 Parámetros comunitarios \*(aves/ha). Los periodos se han acotado en invierno del 15/11 al 15/02 y en primavera de 01/04 al 30/06.

Parámetros	Primavera Año 94/95 N=8	Invierno Año 94/95 N=3	Primavera Año 2013 N=8	Invierno Año 2012 N=5
Densidad media* (std desv)	6.28 (1.76)	2.53 (1.92)	6.41 (4.38)	8.98 (5.39)
Riqueza media (std desv)	17.50 (2.73)	10.67(4.04)	13.75 (1.73)	11.6 (2.61)
Riqueza acumulada	40	16	31	23
Diversidad media(std desv)	2.61 (0.16)	1.48 (0.48)	2.34 (0.27)	1.89 ( 0.49)

Se observa un valor de correlación estadísticamente significativo entre riqueza y diversidad en la época reproductora (94/95)  $r_s = 0.96$  (Correlación por rangos de Spearman  $r_s$ ). Valores críticos ( $n=8$ )  $P < 0.05$   $r_s = 0.738$ ;  $P < 0.01$   $r_s = 0.881$

Una visión general de los parámetros comunitarios, confirman la bajada de los valores en la época invernal frente a la reproductora, hecho concordante con las conclusiones de Álvarez (1989), que afirma que la internada de aves en los bosques de los valles montanos de la Cordillera Cantábrica es bastante pobre, tanto en abundancia como en riqueza de especies, hecho lógico dadas las nevadas y heladas invernales en estos valles.

Comparando los parámetros de las dos fases del estudio en la época invernal, se observan diferencias notables en cuanto a la densidad, siendo mucho más alta en la actualidad, pero el hecho de detectar bandos invernales numerosos de Bisbitas alpinos, empuja hacia arriba los valores de densidad; observamos ligeros aumentos en el resto de parámetros; planteamos como hipótesis que la tendencia creciente a inviernos más benignos en la Península Ibérica favorezca esta mayor riqueza y abundancia de aves invernales en esta localidad de montaña; aunque somos conscientes que los datos de dos momentos de estudio no son suficientemente significativos para poder afirmar esta idea, ya apuntada por otros autores; Cox (2010) y Moller et al. (2009), observan cambios en patrones de migración frente al cambio climático. Los parámetros reproductores son ligeramente inferiores.

Un estudio de las aves del río Torío (Serrano et al., 1993), realizado en la zona media del río, encuentra una riqueza de 82 especies, 66 en verano y 54 en invierno, siendo en nuestra zona de estudio, que es la parte alta del río, sensiblemente menor, tomando valores en 1995, de 40 y 16 respectivamente. Esta disminución de la riqueza se debe a la simplificación del hábitat y el efecto limitante de la altitud apareciendo a medida que se baja en el río, hábitats asociados a ambientes urbanos, suburbanos y agrícolas, ausentes en la zona alta del río. A medida que se baja, aparecen más zonas suburbanas y cultivos, y por tanto, más recursos tróficos (Tellería et al., 1988). Serrano et al. (1993), señalan la aparición de un fenómeno de migración local, unido a la fuga de tempero, todo ello provocado por la mayor termicidad que presenta la zona inferior, actuando como refugio para la fauna en la estación desfavorable o cuando las condiciones se recrudescen más arriba.

Respecto a la composición específica de la comunidad, cuya composición podemos observar en la tabla 2.2, detectamos tres especies de passeriformes invernantes el Zorzal real, el Zorzal alirrojo y el Jilguero lúgano y varias estivales el Ruiseñor común, Alcaudón dorsirrojo, Oropéndola europea, Pájaro moscón europeo, Curruca zarcera, además de Golondrina y Avión común. El Zorzal real también se detecta a finales de marzo, en paso primaveral.

En el invierno son abundantes los Estorninos negros y el Bisbita alpino, por presentarse en bandos; también son abundantes el grupo de páridos (Carbonero común, Mito común y Herrerillo común), junto con el Petirrojo, Zorzal alirrojo y

Jilguero lúgano. El Bisbita alpino aparece muy abundante en el invierno, ya que se presentan en bandos en el fondo del valle en esta época bajando desde las zonas colindantes de pastizales subalpinos muy adecuadas para la cría. El Mito común no se había detectado hace 20 años, pero es una especie que protagoniza fugas de tempero, y se mueve mucho durante el invierno. El Petirrojo europeo ha aumentado su abundancia.

Tabla 2.2 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en el área de Cármenes. La tabla está ordenada por abundancias reproductora (94/95). Marcadas en rojo especies solo estivales y en azul solo invernantes.

ESPECIES	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
	94/95	2012	94/95	2013
Chochín común			4,78	4,22
Ruiseñor común			4,44	2,50
Escribano cerillo			4,44	0,47
Carbonero común	2,00	2,93	4,11	3,28
Pinzón vulgar	2,00	0,98	3,78	2,97
Mirlo común	1,33	2,68	3,56	3,28
Serín verdecillo			2,56	
Petirrojo europeo	0,67	3,90	2,44	0,63
Curruca capirotada		1,95	2,11	2,34
Mito común		4,15	1,67	1,09
Herrerillo común	1,33	3,41	1,00	1,25
Zorzal charlo			0,78	
Estornino negro		14,39	0,78	1,72
Escribano montesino	0,33	0,73	0,67	0,31
Avión común			0,67	
Mosquitero común	0,33		0,56	
Alcaudón dorsirrojo			0,56	1,41
Zorzal común	1,00	2,68	0,44	
Lavandera blanca		0,98	0,44	1,41
Escribano soteño	0,67		0,44	0,78
Bisbita alpino	9,33	15,37	0,44	2,34
Agateador europeo			0,44	
Pájaro moscón europeo			0,22	
Curruca zarcera			0,22	
Colirrojo tizón			0,22	
Pardillo común			0,11	0,47
Oropéndola europea			0,11	
Mirlo acuático europeo			0,11	
Golondrina común			0,11	1,41
Cetia ruiseñor		0,49	0,11	
Tarabilla europea				0,63
Jilguero europeo				1,41
Escribano triguero				0,63
Carbonero garrapinos				0,16
Zorzal real		1,46		
Zorzal alirrojo		2,44		
Jilguero lúgano	4,00			

Álvarez González (1989), encuentra para la comunidad invernante, en los valles montanos de León, el Carbonero común, el Pinzón vulgar, el Petirrojo europeo, el Herrerillo común, el Mito común y el Jilguero lúgano como las especies más abundantes. Coincidimos con esta observación, con la salvedad del Bisbita alpino, que aparece abundante en nuestra zona por la cercanía a pastizales subalpinos; el Mito común y Jilguero lúgano, tampoco aparecen de forma constante debido a sus rasgos irruptores en busca de alimento en la época invernal, ya comentados.

El Estornino negro es una especie, que parece presentar cierto incremento (SEO, 2013) lo que unido a su carácter gregario durante el invierno, arroja altos valores de abundancia. Otras especies, como Chovas piquigualdas, Chovas piquirrojas, Aguillilla calzada, Buitre leonado o Busardo ratonero, son habituales en la zona; la Chova piquigualda, por su gregarismo invernal, puede ser muy abundante en la zona; Urraca, Corneja negra y Garza real, son también abundantes en el invierno. Las chovas acuden en busca de invertebrados a los prados cercanos al río, especialmente en los sectores con excrementos del ganado, abundantes en coleópteros coprófagos.

Fuera de la época invernal, la riqueza de especies, aumenta sensiblemente. Carbonero común, Chochín, Ruiseñor común, Escribano cerillo, Mirlo, Pinzón y Petirrojo, forman el grupo de las especies más abundantes. En el estudio de las aves del Torío (Serrano et al., 1993), encuentra como especies más constantes en el soto a la Urraca, Mirlo común, Serín verdicillo, Ruiseñor común, Mosquitero común/ibérico y Cetia ruiseñor. Si bien los datos están basados en un método de censo diferente al nuestro, y la comparación ha de hacerse con cautela, en la parte más alta, nosotros encontramos el Chochín y el Ruiseñor común, como los más abundantes, no apareciendo en nuestro caso como abundantes, ni el Mosquitero común/ibérico ni Cetia.

Otros estudios similares de comunidades reproductoras en sotos montanos, (Costa y Purroy, 1987), dan como especies dominantes (según el IKA), en riberas del Río Esla, próximas a Riaño, al Mosquitero común, Chochín común y Petirrojo europeo.

A la vista de los resultados anteriores, podemos constatar, una disminución de la riqueza de especies, a medida que se va hacia la parte más alta del río, subiendo en altitud, simplificándose la diversidad de los hábitats, y endureciéndose las condiciones invernales, lo que provoca menores recursos tróficos, y una bajada muy marcada de la riqueza y abundancia de aves, en la zona más alta del río.

Algunas especies típicas de fronda arbórea, como el Petirrojo europeo, la Curruca capirotada, el Mito o el Herrerillo común, manifiestan un aumento de abundancia invernal entre las dos fases de estudio.



Tabla 2.3 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO passeriformes y córvidos en el área de Cármenes. Marcadas en rojo especies estivales y en azul invernantes.

CARMENES ESPECIES	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
	94/95	2012	94/95	2013
Anade azulón			0,33	
Perdiz roja	0,33			
Codorniz común			0,22	
Cormorán grande		0,24		
Cigüeña blanca				0,31
Garza real	3,67	0,98		
Milano negro			0,11	
Buitre leonado	33,33	0,73		
Aguillilla calzada			0,78	
Busardo ratonero	2,67			0,16
Avefría europea	0,33		0,56	
Cernícalo vulgar		0,24		
Paloma torcaz			0,11	
Tórtola europea			0,11	
Cuco común				0,78
Torcecuello euroasiático			0,22	0,31
Pito real		0,73	0,33	0,78
Chova piquirroja			0,33	0,16
Chova piquigualda		0,49		7,66
Urraca común		0,98		0,47
Corneja negra		3,41		0,78

### 2.3.1.2 RÍO BERNESGA. ZONA MEDIA. CABANILLAS.

El itinerario recorre 1.5 Km. a la orilla izquierda del río Bernesga, aguas abajo partiendo del puente de la localidad de Cabanillas. El río está limpio en esta zona y su ribera presenta un buen estado de conservación. En un pasillo de 500 metros de anchura a cada lado del río, la vegetación está compuesta por chopos, álamos, alisos y sauces rodeados de prados de siega delimitados por sebes (59.4% de la superficie total); persisten usos tradicionales, con numerosas pequeñas huertas y ganado vacuno; en algún punto concreto, existen zonas repobladas con chopo (10.8%) Existe abundante vegetación arbustiva, sobre todo bonetero, aligustre, endrino, zarzamora y espino albar. Aunque no se han estudiado los cambios de uso, no hemos observado cambios significativos en el uso del suelo y en la estructura del hábitat entre las dos fases del estudio.

En la comunidad de aves de Cabanillas, se han contabilizado un total de 74 especies, 6 se han detectado solo en invierno y 16 son estivales. Los parámetros ecológicos medidos que se observan en la tabla 2.4 son mayores en primavera que en invierno.

Tabla 2.4 Parámetros comunitarios \*(aves/ha). Los periodos se han acotado en invierno del 15/11 al 15/02 y en primavera de 01/04 al 30/06.

Parámetros	Primavera Año 94/95 N=8	Invierno Año 94/95 N=7	Primavera Año 2013 N=4	Invierno Año 2012 N=4
Densidad media * (std desv)	8.82 (2.9)	7.03 (3.32)	5.77(1.16)	3.46 (0.82)
Riqueza media (std desv)	25.50 (6.74)	16.43 (3.21)	29( 1.83)	20.75 (1.71)
Riqueza acumulada	56	34	46	36
Diversidad media (std desv)	2.88 (0.22)	2.35 (0.20)	2.47(0.50)	2.58 (0.10)

Se observa un valor de correlación estadísticamente significativo entre riqueza y diversidad en la época reproductora (94/95)  $r_s = 0.976$  (Correlación por rangos de Spearman  $r_s$ ). Valores críticos ( $n=8$ )  $P < 0.05$   $r_s = 0,738$ ;  $P < 0.01$   $r_s = 0.881$

A continuación presentamos la tabla 2.5 de la abundancia (IKA) de las especies de passeriformes, encontradas en los periodos invernales y estivales.

Tabla 2.5 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves passeriformes (excepto córvidos) en el área de Cabanillas. La tabla está ordenada por abundancias reproductora (94/95). Marcadas en rojo especies estivales y en azul invernales. \*Mosquitero común (*Ph. collybita*) \*\*Mosquitero ibérico (*Ph. ibericus*).

CABANILLAS ESPECIES	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
	94/95	2012	94/95	2013
Cetia ruiseñor	1,17	0,83	7,78	4,00
Ruiseñor común			6,74	0,33
Mosquitero común/ibérico	1,33	1,50*	6,44	16,17**
Serín verdecillo			5,48	1,67
Carbonero común	8,08	4,67	4,37	4,00
Curruca capirotada		0,17	4,07	11,50
Mirlo común	5,67	5,67	3,85	3,33
Petirrojo europeo	9,58	13,00	3,56	13,00
Chochín común	1,42	6,50	3,48	7,50
Verderón común		0,17	2,96	2,33
Pinzón vulgar	1,17	9,17	2,81	6,50
Avión zapador			1,48	9
Herrerillo común	4,42	3,83	1,41	6,33
Golondrina común			1,41	11,00
Escribano soteño	0,83	0,67	1,26	0,50
Oropéndola europea			1,19	0,67
Mito común	5,42	3,00	1,11	0,67
Agateador común	1,08	3,50	1,04	3,17
Alondra común			0,81	

## Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios

<i>Curruca mosquitera</i>			0,59	0,33
Zorzal común	0,92	2,17	0,52	2,00
Colirrojo tizón			0,52	0,17
Camachuelo común	0,58	0,33	0,48	1,17
Lavandera blanca	0,17	0,17	0,37	
Acentor común	0,08	0,17	0,30	1,33
Estornino negro	2,33	1,00	0,30	0,17
Jilguero europeo	0,67	1,00	0,30	0,33
<i>Bisbita arbóreo</i>			0,22	0,17
Reyezuelo listado		0,17	0,22	0,33
<i>Pájaro moscón europeo</i>			0,15	
Arrendajo común	0,42	0,17	0,15	0,50
Cogujada común			0,15	
Alcaudón real			0,15	
<i>Avión común</i>			0,13	3,67
Carbonero garrapinos			0,07	
Gorrión molinero			0,07	
<i>Alcaudón dorsirrojo</i>			0,07	
Zorzal charlo			0,07	
Lavandera cascadeña	0,25	0,83	0,07	0,83
Escribano montesino	0,17		0,06	
Gorrión común		1,17		0,17
<i>Mosquitero papialbo</i>				1,17
Pardillo común		0,50		
<i>Bisbita común</i>	0,67	0,17		
<i>Zorzal alirrojo</i>	2,42			
<i>Zorzal real</i>	0,67			
<i>Jilguero lúgano</i>	0,17			

Las especies invernantes detectadas son el Bisbita común, Zorzal real, Zorzal alirrojo, Jilguero lúgano, no siendo detectadas algunas en 2012, siendo probable que sea debido al menor esfuerzo de muestreo.

En conteos realizados en época de paso (marzo y septiembre), se detectan algunas especies que no se han observado el resto del año: Papamoscas gris, Papamoscas cerrojillo y Lavandera Boyera, vienen a sumarse a las 74 especies detectadas en la zona. Precisamente es en estas épocas del año, donde se observan puntas de densidad y riqueza, en septiembre 16 aves/ha y S=35, y 12.53 aves/ha S=26, en marzo, coincidiendo con los pasos migratorios.

Las especies dominantes son Ceta ruiseñor, Mosquitero ibérico, Carbonero común, Curruca capirotada, Mirlo, Petirrojo europeo y Chochín, que en ambas fases del estudio tienen  $IKA > 3$ . Algunas especies han mostrado variaciones entre las dos fases del estudio, así Ruiseñor común y Verdecillo bajaron sus IKAs y salieron de la categoría de dominantes y Pinzón, Herrerillo, Golondrina, Agateador y Avión común, aumentaron su abundancia y entraron en la categoría.

Destaca el aumento de la abundancia de Mito común, en la época invernal, ya que fuera de la época de reproducción se organizan en grupos familiares y a la utilización fuera de la época reproductora de hábitats, probablemente huyendo de zonas más altas y frías; son conocidos sus pequeños movimientos dispersivos en busca de alimento fuera de la época de reproducción, ocupando una mayor variedad de hábitats que en el periodo reproductor.

Sobre el Mosquitero, conviene aclarar que en la primera fase en que se hicieron estos censos, el Mosquitero común no se diferenciaba como especie distinta del Mosquitero ibérico, por lo que no se han hecho diferencias de identificación entre ellos; por tanto nos referiremos como Mosquitero común/ibérico cuando hagamos referencia a estas especies. Sin embargo en el censo de primavera del 2013 donde si se han diferenciado comprobamos que sólo cría el Mosquitero ibérico, *Ph. ibericus*, especie transahariana, estival, abundante en los sotos fluviales de toda la provincia. En el invierno se desplaza a zonas más cálidas, buscando los pisos meso y termomediterráneo, que alojan los óptimos de invernada (SEO/BirdLife, 1997).

La mayoría de los mosquiteros presentes en el invierno, probablemente correspondan el *Ph. collybita* que llegan del norte, aunque podría haber algún escaso residente de *Ph. ibericus*. No se conoce con exactitud el estatus migratorio de los pocos reproductores de la provincia, aunque es probable que las poblaciones nativas sean sedentarias (García et al., 2011). Nuestras observaciones definen al Mosquitero común como especie invernante y migrante primaveral precoz (primera quincena de marzo), siendo el Mosquitero ibérico el único reproductor en las riberas, empezando a escucharse sus cantos territoriales en la segunda quincena de marzo.

El Ceta rruiseñor aparece abundante en primavera, pero escaso en invierno; conviene señalar que aunque es un ave sedentaria, es conocida su escasa tolerancia a los rigores invernales, lo que le lleva a desplazarse en altitud, buscando zonas más templadas; también hay que tener en cuenta que su detectabilidad en invierno es menor (SEO/BirdLife, 1997).

Sterling Carmona (1996), encuentra en las comunidades reproductoras del río Guadarrama, a altitudes similares al área de Cabanillas, una serie de especies propias de los bosques de ribera, independiente de las variaciones de los ecosistemas adyacentes: Rruiseñor común, Ceta rruiseñor, Mosquitero común/ibérico, Zarcero pálido, Lavandera blanca y el Carbonero común que ocupa preferentemente los sotos mejor conservados. De estas seis especies, coincidimos en cuatro en el área de Cabanillas, aunque el Rruiseñor común, presenta una bajada muy marcada, es abundante en la primera fase del estudio, pero más escaso en la segunda. La Lavandera blanca, no es especialmente abundante en nuestra zona y el Zarcero no está detectado. En Cabanillas añadimos la Curruca capirotada, Petirrojo europeo y Chochín, como las especies más abundantes en el soto. En realidad todas estas especies, a excepción del Rruiseñor común y Ceta, tienen en común el hecho de ser especies de hábitos forestales que ocupan el soto en mayor o menor medida, dependiendo de la existencia de otras formaciones forestales en el entorno.

Es importante destacar la subida en la segunda fase de especies como el Pinzón y el Chochín en el invierno, especies que antes no eran especialmente numerosas y ahora están en el grupo de las 8 especies más abundantes.

No hemos detectado Jilguero lúgano, que sí se detectó en la primera fase del estudio, pero esta especie tiene rasgos irruptores y su presencia depende mucho de la cosecha de semillas de aliso, que es variable según años.

Detectamos algunas especies donde los valores de IKA y densidad difieren notablemente, por ejemplo el Petirrojo es más abundante según densidad que según IKA. Este hecho ya fue encontrado por Álvarez (1989), en la internada de los bosques montanos, en la Cordillera Cantábrica; parece constatarse, que las medidas de la densidad, ponderan a las especies más ligadas al soto, ya que solo tienen cuenta los datos de la banda principal, mientras que el IKA favorece a especies gregarias, cuya detección en la banda accesoria, puede llegar a tener un número alto de individuos (Alvarez, 1989).

Tabla 2.6 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO passeriformes y córvidos en el área de Cabanillas.

CABANILLAS ESPECIES	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
	1994/95	2012	1994/95	2013
Anade azulón	0,50	1,00	0,15	1,33
Zampullín chico				1,17
Cormorán grande		2,17		0,17
Garza real	0,08	0,17		
Cigüeña blanca			0,30	
Milano negro			1,11	2,00
Milano real	0,17	0,50		
Busardo ratonero	1,42	0,50	1,56	0,17
Cernícalo vulgar	0,17	0,17	0,44	
Alcotán europeo				0,17
Rascón			0,07	
Andarríos chico			0,15	
Paloma zurita			0,07	
Paloma torcaz	0,08		0,89	2,67
Cuco común			1,85	1,67
Vencejo				81,83
Martin pescador	0,08			
Abubilla			0,74	0,33
Pito real			1,26	0,83
Pico picapinos		0,33	0,22	0,50
Arrendajo euroasiático		0,17		0,50
Urraca común	1,50	0,83	2,44	
Grajilla	0,08	0,17		
Corneja	3,25	3,83	2,89	2,00
Cuervo			0,07	0,17



Respecto al resto de especies, las presencias reproductoras de Cigüeña blanca, con nidos arbóreos en este sector fluvial, en especial en la colonia de Santibáñez, aguas abajo, junto con la de Milano negro, más apegado a las riberas que los sedentarios Busardo ratonero y Cernícalo vulgar, y el más raro Alcotán europeo, van acompañados de un núcleo reproductor abundante de Cuco común y más raro de Abubilla, especie esta última que anida en huecos de los sauces trasmochados. Además, el valle fluvial es área de caza de los Vencejos comunes que anidan en los edificios de todos los pueblos de la comarca, en especial los de teja antigua y aleros con huecos. La Garza real, observada en invierno, y que presenta su colonia más cercana en una chopera de León ciudad, junto con la invernada del Milano real y la presencia continuada de Paloma torcaz y Pico picapinos junto con el Pito real se suman al conjunto de aves de Cabanillas. Aparecen para criar Rascón, Andarríos chico y Paloma zurita. El Martín pescador carece en esta localidad de taludes arcillosos para anidar, pero es frecuente el resto del año, sobre todo porque la claridad de las aguas favorece la caza de alevines.

### 2.3.1.3 RÍO BERNESGA. ZONA URBANA. LEÓN

Este itinerario recorre un km de la orilla izquierda del río Bernesga a su paso por León. Se trata de un área que sufrió una canalización muy drástica con construcción de escollera de piedras en la década de los 80. Al principio, la orilla quedó muy degradada, siendo prácticamente inexistente la vegetación natural, pero con el paso del tiempo la propia regeneración natural y la replantación que se hizo, ha mejorado la calidad de la ribera, aunque sigue habiendo ausencia de árboles grandes siendo la vegetación principalmente arbustiva. En la lámina de agua se ha desarrollado una comunidad de carrizos, espadañas y juncos, bastante extensa. La lámina de agua y la vegetación ripícola ocupa un 8.4% de la superficie en un pasillo de 500 metros a cada lado de la orilla, siendo el resto básicamente jardines y zona urbanizada. El área adyacente a la orilla se ha urbanizado en los últimos 20 años, y puntualmente ha sufrido numerosas obras, que han implicado movimientos de tierras, y presencia de maquinaria en la zona, construcción de pasarelas y una minicentral, carril bici, adecuación de los márgenes para paseo, etc. Periódicamente se hacen dragados para sacar lodos y es bastante transitada en cualquier época del año. A unos 20 metros de la margen izquierda del río se encuentra una zona ajardinada que discurre paralela al río a lo largo de todo el itinerario, existente en las dos fases del estudio. Sin entrar en detalle, el río sufre en este tramo distintos problemas desde el punto de vista hidromorfológico que abordaremos en el capítulo cinco.

La comunidad de aves presenta una riqueza acumulada de 50 especies, de las cuales 10 son estivales y 4 invernantes; es una comunidad pobre en especies, las riquezas medias han aumentado en los últimos 20 años, pero son sensiblemente menores, a las que tiene este río, solo unos 10 kms aguas arriba, (área de Cabanillas con una riqueza de 73 especies); esto nos da idea, de cómo la inadecuada gestión del río a su paso por la ciudad, ha afectado de modo drástico a la comunidad ornítica que se ha empobrecido y convertido en una comunidad con fuerte presencia de especies antrópicas, que muy poco tiene que ver con la comunidad de la ribera del Río Bernesga, unos 10 kms aguas arriba. Los parámetros comunitarios de la comunidad se muestran en la tabla 2.7.

Tabla 2.7 Parámetros comunitarios \*(aves/ha). Los periodos se han acotado en invierno del 15/11 al 15/02 y en primavera de 01/04 al 30/06.

Parámetros	Primavera Año 94/95 N=8	Invierno Año 94/95 N=7	Primavera Año 2013 N=10	Invierno Año 2012 N=6
Densidad media* (std desv)	15.33 (7.14)	11.82 (6.45)	9.91 (2.91)	7.88 (0.82)
Riqueza media (std desv)	13.63 (3.02)	12.57 (1.62)	21.13 (2.82)	16.66 (1.47)
Riqueza acumulada	25	20	35	26
Diversidad media (std desv)	1.86 (0.19)	1.91 (0.3)	2.58 (0.26)	2.42 (0.19)

Se observa un valor de correlación estadísticamente NO significativo entre riqueza y diversidad en la época reproductora  $r_s = 0.737$  (Correlación por rangos de Spearman  $r_s$ ). Valores críticos ( $n=8$ )  $P < 0.05$   $r_s = 0.738$ ;  $P < 0.01$   $r_s = 0.881$

En el año 1995, los valores de la riqueza y diversidad son menores, respecto a los que presenta el río 10 km aguas arriba; sin embargo en la actualidad son similares, siendo la densidad mayor en todos los casos en el área urbana. Los valores similares de invierno y primavera y especialmente la alta diversidad invernal se explica porque en esta zona, debido a los ambientes urbanos circundantes, aumentan los recursos tróficos disponibles (Tellería, 1988). En este río a medida que se va bajando, las zonas de media montaña van dando paso a zonas más llanas, suburbanas y cultivos, y por tanto, más recursos tróficos. Es llamativa la bajada de densidad entre las dos fases del estudio, provocada por la bajada del Gorrión común que es muy acusada.

Es las ciudades europeas se está dando una rarefacción del Gorrión común que se achaca a la mortalidad por atropello en las calles y a la menor disponibilidad de artrópodos para cebar a los pollos en las áreas ajardinadas, que sufren elevada contaminación (Bird/Life International, 2004).

Los datos de la composición específica de la comunidad de paseriformes y sus abundancias, se presentan en la tabla 2.8.

Invernantes en el soto, aparecen la Lavandera cascadeña, el Bisbita común y el Bisbita alpino, llegando el Bisbita común a presentar altas abundancias ya que aparecen en pequeños bandos, en los momentos más fríos del año, ocupando las praderas en las orillas del río; otras aves ligadas a ambientes antrópicos, como Urraca común y Paloma bravía, eran muy abundantes en la comunidad. Pero sin duda, era el Gorrión común, al ave más abundante en el entorno de esta zona del río, hace algunos años, donde los innumerables agujeros que existen en los muros que rodean el río, servían de lugar de nidificación a los gorriones, donde anidaban por decenas. Sin embargo, en la época actual, la abundancia de gorrión ha sufrido un drástico descenso, tanto en invierno como en primavera; también disminuye la abundancia de Colirrojo tizón, Lavandera blanca y Jilguero europeo.

Tabla 2.8 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en el área de la ciudad de León. La tabla está ordenada por abundancias reproductora (94/95). Marcadas en rojo especies estivales y en azul invernantes. \**Phylloscopus collybita* \*\**Phylloscopus ibericus*

LEÓN	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
ESPECIES	94/95	2012	94/95	2013
Gorrión común	24.62	0.33	43.27	6.32
Serín verdecillo	1.54	0.56	9.81	5.00
Lavandera blanca	14.18	3.44	7.40	0.05
Avión común			6.25	2.74
Colirrojo tizón	2.53		2.50	
Verderón	0.11		1.63	1.74
Petirrojo europeo	1.10	2.00	0.96	0.53
Mirlo común	0.88	4.78	0.77	4.84
Estornino negro	1.21		0.58	0.11
Escribano soteño			0.48	1.74
Jilguero europeo	2.75		0.48	1.11
Carbonero común	0.66	2.44	0.19	1.47
Pinzón vulgar	0.77	0.44	0.19	0.16
Chochín común			0.10	0.42
Cetia ruiseñor		3.11		6.11
Mosquitero común/ibérico		4.00*		2.21**
Curruca capirotada		1.22		1.79
Carricero común				1.47
Mito común		1.11		0.89
Golondrina común				0.42
Colirrojo tizón				0.42
Hererillo común	0.22	2.89		0.26
Pájaro moscón europeo				0.16
Gorrión molinero				0.16
Carbonero garrapinos		0.11		0.11
Ruiseñor común				0.05
Lavandera cascadeña	2.09	0.22		
Bisbita común	8.68	0.67		
Bisbita alpino	0.33			

En la comunidad reproductora a parte de la ya comentada del Gorrión común, también disminuye la Lavandera blanca y el Avión común, aunque aumentan las especies típicas de fronda arbórea y arbustiva, como Curruca capirotada, el conjunto de páridos, Cetia ruiseñor, Mirlo común, y Mosquitero común/ibérico; siguiendo la tendencia general de aumento de especies forestales. Especies estivales aparecen en el 2013, el Pájaro moscón europeo, ya detectado en 1995, en paso primaveral, y el Ruiseñor común y Carricero común no detectado hace 20 años, además de Golondrina y Avión común.

En conclusión, en esta zona del río, en la década de los 90, apenas quedaba comunidad ornítica ribereña alguna, a excepción de alguna especie ligada al curso de agua, como la Lavandera blanca, el Martín pescador, que aparecen de manera esporádica; actualmente aún manteniendo muchos elementos antrópicos, como Paloma bravía, Urraca común, Grajilla, etc, presenta una recuperación de especies propias de la fronda arbustiva y arbórea propia de la ribera, atraídos por el desarrollo de una vegetación arbustiva que no había 20 años atrás, lo que aumenta la riqueza y diversidad actual. Otro hecho reciente destacable es la expansión de la Paloma torcaz hacia estos ambientes de soto, parques y jardines.

Por lo que respecta a las aves no paseriformes y a los córvidos, los datos se pueden observar en la tabla 2.9.

Tabla 2.9 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO paseriformes y córvidos en el área de la ciudad de León.

LEÓN	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
	1994/1995	2012	1994/1995	2013
Ánade azulón		8,78		1,79
Zampullín chico		0,11		
Cormorán grande		0,56		
Martinete				0,84
Garza real		1,00		0,53
Cigüeña blanca	0,33		3,08	
Milano negro			0,19	0,05
Busardo ratonero			0,29	
Cernícalo vulgar			0,19	
Gallineta de agua		0,78		
Andarríos chico				0,05
Tórtola común				0,21
Paloma bravía	5,82	14,78	6,83	6,16
Paloma torcaz		0,33		3,42
Vencejo			36,35	13,05
Martín pescador	0,88	0,44		
Urraca común	6,15	2,21	6,15	
Grajilla	1,76	1,74	4,23	
Graja			1,25	0,05
Corneja negra		0,11	0,58	

Aparecen algunas especies acuáticas, incluso de forma abundante, como el Ánade azulón; Gallineta de agua, Garza real y Cormorán grande son comunes en el río en la actualidad; hay que considerar que la Garza real, ha construido una importante colonia en chopera plantada, 1 km aguas abajo de la Plaza de Toros, que se inició en 2005 con 7 nidos y que en la actualidad cuenta con 23 nidos. Por otro lado, el Cormorán grande ha sufrido una enorme expansión inver-

nal en España, con 55.927 aves en 2008-2010, de ellas 3668 en Castilla y León (SEO/BirdLife, 2012).

Cabe destacar la aparición de otra especie, el Martinete, como especie habitual en el verano en esta zona del río; la detectamos nidificando en San Marcos, cuando anteriormente no había sido detectada; existe una colonia de cría de esta especie aguas abajo de Alija de la Ribera.

A pesar de ser un sector urbano, aparecen rapaces (Milano negro, Busardo ratonero y Cernícalo vulgar) y se aprecia la abundancia reproductora de la Paloma torcaz y el alto número de Vencejos que cazan en la zona. Los efectivos de córvidos han disminuido respecto a los niveles de 1994-1995.

#### 2.3.1.4 RÍO BERNESGA. ZONA MEDIA. ALIJA DE LA RIBERA.

Este itinerario recorre 1.6 km a la orilla izquierda del río Bernesga aguas abajo de la ciudad de León, a partir del pueblo de Alija de la Ribera. El agua está bastante sucia y en algunos momentos del año maloliente, aunque esto ha mejorado sustancialmente, desde la puesta en marcha de la depuradora de aguas de León en 1999. La ribera del río presenta una estructura compleja, ya que originariamente era un área con una ribera fluvial bastante desarrollada que ha sido objeto de numerosos impactos. En las últimas décadas, se ha desarrollado en la orilla del río una importante actividad de extracción de áridos, produciéndose una notable alteración, transformándola en un sistema complejo de zonas con vegetación de ribera alternando con zonas de explotación de áridos, unas activas otras inactivas, nada, parcial o totalmente restauradas, de forma natural y artificial, en medio de una matriz de zonas de cultivo, que ocupan un 33.3% de la superficie de un área de 500 metros a cada lado de la orilla del río; la zona acuática y la vegetación de ribera, solo ocupa un 8.9% de la superficie.

Esta transformación, ha creado un mosaico muy variado de usos del suelo, alterando los ecosistemas originales, pero creando otros nuevos como zonas semi-encharcadas, balsas, bordes, etc. dando como resultado una estructura compleja y diversa, presentando el bosque de ribera originario una importante alteración; en este momento la extracción de áridos, sigue activa aunque con menor intensidad que hace una década, desplazándose aguas abajo.

A través de las fotografías aéreas observamos como las zonas antiguamente explotadas se han ido algunas restaurando, ajardinando, otras recuperando de forma natural. En el análisis de la dinámica del paisaje, hecha en el capítulo uno, se midió una disminución del 10.38% la superficie degradada en la zona y un aumento de la cobertura vegetal tanto baja como arbustiva de saucedas, espadañas en la línea de ribera y choperas.

El itinerario, muestra una riqueza total acumulada de 90 especies, el más rico en especies, de todos los itinerarios de estudio y el de mayor diversidad, de las cuales hay 28 estivales y 9 invernantes; a esto habría que añadir otras 10 especies encontradas solo en épocas de paso, como Papamoscas gris y cerrojillo, Archibebe común y Mosquitero musical en septiembre, y Bisbita alpino,



Focha común, Cigüeñuela, Martín pescador y Escribano montesino y palustre en el mes de marzo. En la tabla 2.10 se presentan los parámetros ecológicos de la comunidad de aves.

Tabla 2.10 Parámetros comunitarios. Densidad \* (aves/ha). Los periodos se han acotado en invierno del 15/11 al 15/02 y en primavera de 01/04 al 30/06.

Parámetros	Primavera Año 94/95 N=10	Invierno Año 94/95 N=7	Primavera Año 2013 N= 4	Invierno Año 2012 N=4
Densidad media* (std desv)	9.50 (4.94)	15.23 (8.04)	7.6 (2.64)	5.9 (1.79)
Riqueza media (std desv)	34.9 (7.36)	22.71 (4.46)	38.75 (2.50)	31 (2.58)
Riqueza acumulada	79	41	54	38
Diversidad media (std desv)	2.79 (0.40)	2.72 (0.16)	2.57 (0.57)	2.96 (0.12)

Se observa un valor de correlación estadísticamente NO significativo entre riqueza y diversidad en la época reproductora  $r_s = 0.498$  (Correlación por rangos de Spearman  $r_s$ ). Valores críticos ( $n=10$ )  $P < 0.05$   $r_s = 0.648$ ;  $P < 0.01$   $r_s = 0.794$

Los muestreos realizados durante la primavera del 2012, nos indican una bajada notable de la densidad mientras que la riqueza y la diversidad aumentan ligeramente. La riqueza acumulada se muestra algo menor, debido a que el esfuerzo de muestreo en la fase dos es menor y disminuyen las probabilidades de detectar las especies más raras. A la vista de los datos del año 94/95 nos encontramos con un área receptora de efectivos invernantes, ya que la densidad es sensiblemente mayor en invierno que en verano, hecho que no se observa en la actualidad. En cuanto a la composición específica de paseriformes de la comunidad, los datos se resumen en la tabla 2.11.

Tabla 2.11 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en Alija de la Ribera. La tabla está ordenada por abundancia reproductora (94/95). Marcadas en rojo especies estivales y en azul invernantes. \**Phylloscopus collybita* \*\**Phylloscopus ibericus*\*

ALIJA DE LA RIBERA	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
ESPECIES	1994/1995	2012	1994/1995	2013
Avión zapador			29,26	24,83
Cetia ruiseñor	3,21	4,50	8,13	7,33
Avión común			6,82	7,00
Mosquitero común/ ibérico	1,25	13,17*	5,74	16,67**
Golondrina común			4,77	9,83
Ruiseñor común			4,72	2,33
Verderón común			3,69	6,17
Serín verdacillo	3,30	0,17	3,07	4,17
Gorrión molinero	0,36		2,73	0,83
Lavandera blanca	5,54	4,67	2,73	0,17

Pájaro moscón europeo			2,44	0,67
Curruca capirotada			2,05	9,17
Carbonero común	12,32	5,00	2,05	6,33
Mirlo común	5,80	3,83	1,76	6,17
Carricero tordal			1,65	0,17
Escribano soteño	4,91	4,83	1,53	1,83
Mito común	3,21	1,83	1,31	1,00
Gorrión común	1,70	0,83	1,08	2,50
Colirrojo tizón			1,02	1,50
Petirrojo	7,86	10,83	0,91	3,50
Carricero común			0,85	0,33
Jilguero europeo	7,14	4,50	0,74	13,33
Herrerillo común	3,75	3,67	0,68	3,00
Estornino negro	5,09	3,17	0,68	1,17
Oropéndola europea			0,57	1,50
Zorzal común	2,05	1,67	0,34	1,83
Lavandera boyera			0,34	
Pardillo común	0,63	3,33	0,28	0,67
Chochín común	1,34	8,83	0,23	7,50
Pinzón común	12,23	8,83	0,23	6,83
Curruca mosquitera			0,23	0,33
Lavandera cascadeña	1,52	3,33	0,11	0,33
Bisbita común	4,11	6,50	0,11	
Colirrojo real			0,11	
Bisbita arbóreo			0,06	1,83
Agateador común	0,18	1,17	0,06	0,50
Mosquitero papialbo			0,06	0,50
Totavía			0,06	0,17
Acentor común		0,83	0,06	
Tarabilla norteña			0,06	
Zorzal charlo			0,06	
Bucarla pintoja			0,06	
Curruca zarcera			0,06	
Gorrión chillón			0,06	
Zarcero común			0,06	0,17

Encontramos como especie invernante al Bisbita común, que se detectó también los primeros días de abril. Además un nutrido grupo de especies, aumenta sus efectivos en invierno en número importante: Mirlo común, páridos, Escribano soteño, Petirrojo, Pinzón, Serín verdicillo, que aumentan su densidad con la llegada de ejemplares invernantes procedentes de Europa, e incluso de especies que hacen movimientos dispersivos, como el Mito común o el Pinzón vulgar, o bandos invernantes de Jilgueros, lo que provoca un notable aumento de la densidad invernal en esta zona. Estas especies encuentran refugio en la ribera y alimento en los campos de cultivo circundantes.

En primavera aparece un grupo de especies del nicho trófico de insectívoros de hierbas y arbustos, como la Buscarla pintoja, la Curruca zarcera, el Zarcero común o el Carricero común, que ocupan zonas de carrizal que se han originado en balsas abandonadas de las excavaciones de las graveras. En los taludes del río, se asientan colonias muy numerosas de Avión zapador, llegando a contabilizar en un solo día de mayo del 1995 200 ejemplares y 132 en abril del 2013.

Las zonas de cultivos circundantes también contribuyen a la alta diversidad, ya que el mosaico cultivo, caminos y sus bordes, provocan la aparición de nuevos nichos y mayor estratificación de la vegetación, lo que provoca un aumento de la biodiversidad haciendo la comunidad de aves rica, diversa y bien repartida. En la segunda fase del estudio, destaca la subida de abundancia del Mosquitero común en invierno y del Ibérico en primavera. Especies como el Pinzón vulgar, el Jilguero europeo y el Carbonero común, muestran descensos de abundancias invernales. La tendencia decreciente del Jilguero es generalizada en España (SEO/BirdLife, 2010). Con tendencias de aumento aparece de forma notable el Chochín común.

La tabla 2.12 muestra las especies y abundancias de No passeriformes y córvidos.

Esta localidad destaca por la relativa abundancia de No Paseriformes. Por un lado, la presencia de espacios lagunares con vegetación palustre, tras abandonarse antiguas graveras, ha favorecido la presencia de Cormorán grande, Cerceta común, Zampullín chico, Rascón, Gallineta y el notable aumento del Anade azulón. El incremento invernal de Garza real y Cormorán grande es espectacular en la Península Ibérica (SEO/Birdlife, 2012), y aparecen con frecuencia fuera de la época invernal. El notable aumento de aves acuáticas invernantes en León está bien documentado a través de los censos de Acuáticas Invernantes realizados por SEO/BirdLife. En el año 1995, el número de acuáticas invernantes estaba en torno a 5000 aves, en el año 2010, fueron casi 10.000; de ellas la más abundante es el Anade azulón, siendo unos 7000 ejemplares los invernantes en León, especie que ha aumentado notablemente su invernada, tanto en embalses y balsas de riego artificiales, como en ríos y lagunas, (Grupo Ibérico de Anillamiento, 2010).

El soto, adyacente al mosaico de balsas, praderas y cultivo, es óptimo para la cría de rapaces con 6 especies nidificantes (Milano negro, Gavilán, Busardo ratonero, Aguillilla calzada, Cernícalo vulgar y Alcotán europeo) y la presencia de 2 invernantes (Busardo calzado y Milano real). La oferta de praderas encharcadas y balsas fluviales explica la buena presencia de limícolas: Chorlitejo chico, Avefría, Correlimos común, Agachadiza común y chica, Andarríos chico y grande, estos últimos en los márgenes de agua somera, junto con la presencia invernal de Chocha perdiz que pasa el día en el bosque y la noche alimentándose en áreas abiertas colindantes. Abundan los columbiformes, con una especie urbana (Paloma bravía) y 3 forestales (Paloma zurita y torcaz, Tórtola común), la última solo estival. Hay invernada de Gaviotas reidoras y alta presencia de nidificantes estivales como Cuco común, Vencejo común, Halcón abejero, Abubilla y

Torcecuello. Durante todo el ciclo anual es muy común el Pito real. La Codorniz se presenta para criar en los campos de cultivo de esta vega fluvial.

Tabla 2.12 Abundancia relativa (IKA) de las especies de aves no passeriformes y córvidos en el área de Alija de la Ribera.

ALIJA DE LA RIBERA ESPECIES	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
	1994/95	2012	1994/1995	2013
Cerceta común	0,27			
Anade azulón	0,18	25,67	5,11	3,17
Codorniz			0,11	
Zampullín chico		0,17	0,06	6,17
Cormorán grande		1,83		1,17
Garza real	0,09	2,17	0,17	0,50
Cigüeña blanca	2,05		2,67	4,67
Halcón abejero			0,11	
Milano negro			1,70	1,17
Milano real	0,26	0,50	0,05	
Gavilán			0,06	0,17
Busardo ratonero	0,54	0,50	0,63	
Busardo calzado			0,11	
Aguila calzada				0,17
Cernícalo vulgar	0,80		0,23	
Alcotán europeo				0,17
Rascón			0,28	
Gallineta de agua	0,09	0,33	0,80	
Chorlitejo chico			0,74	
Avefría			3,01	
Correlimos común	0,45			
Agachadiza chica	0,09	1,17		
Agachadiza común	0,36		0,06	
Chocha perdiz			0,06	
Andarríos chico	0,27	1,17	0,80	
Andarríos grande	1,70	2,00	0,57	0,83
Gaviota reidora	3,30		0,11	
Paloma bravía		0,33	1,50	
Paloma zurita		0,33	0,23	
Paloma torcaz		5,00	1,65	13,67
Tórtola común			0,17	
Cuco común			1,14	3,83
Vencejo común			3,07	34,00
Martín pescador				0,17
Abejaruco			0,23	
Abubilla			1,08	0,50
Torcecuello			0,06	0,17

## Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios

Pito real	2,32	1,67	1,25	2,00
Pico picapinos		0,67	0,06	0,50
Urraca común	6,07		5,00	
Grajilla occidental	0,71		0,11	
Graja			0,06	
Corneja negra	1,70	3,50	0,97	2,83
Cuervo grande	0,09			

### 2.3.1.5 RÍO JAMUZ

La comunidad de la ribera del río Jamuz, se ha estudiado en dos lugares, muy cercanos en la distancia, pero muy diferentes entre sí; uno de los itinerarios discurre por un tramo de río sin canalizar, el de Santa Elena de Jamuz y el otro por un tramo canalizado, el de Quintana del Marco.

El hábitat dominante son las zonas de cultivo, ocupando un 64.9% en Quintana del Marco y un 82.7% en Santa Elena de Jamuz, de la superficie de un área de 500 metros a cada orilla del río. El análisis de la dinámica del paisaje, nos informa de la pérdida en superficie de zonas de vegetación baja, (campos de cultivo), un 13% en Quintana y un 7.42% en Santa Elena, que se han sustituido por plantaciones de chopo, entre el año 2000 y el 2010.

La orilla del río Jamuz en Quintana del Marco ha tenido una regeneración natural, a partir de la canalización hecha en la década de los 90, y presenta cierto grado de vegetación arbustiva natural y una comunidad de carrizos y juncos en la lámina de agua; existe aguas arriba de la zona de estudio una presa de riego manteniendo cierto control del caudal, lo que junto con la canalización ha favorecido el desarrollo de extensiones de carrizos y juncos, ya que en ríos con una dinámica natural del cauce, las avenidas y la dinámica natural del régimen de aguas dificultan el enraizamiento de estas comunidades; las especies arbóreas de la orilla, son variedades cultivadas de *Salix* spp, repobladas después de la construcción de la escollera, siendo muy escasa la densidad de vegetación arbórea y arbustiva en la orilla.

Los parámetros comunitarios de ambas zonas se resumen en la tabla 2.13.

Para el área de Santa Elena, se observa un valor de correlación estadísticamente significativo entre riqueza y diversidad en la época reproductora 94/95,  $r_s = 0.936$  (Correlación por rangos de Spearman  $r_s$ ). Valores críticos ( $n=7$ )  $P < 0.05$   $r_s = 0.786$ ;  $P < 0.02$   $r_s = 0.893$

Para el área de Quintana se observa un valor de correlación estadísticamente NO significativo entre riqueza y diversidad en la época reproductora  $r_s = 0.535$  (Correlación por rangos de Spearman  $r_s$ ). Valores críticos ( $n=7$ )  $P < 0.05$   $r_s = 0.786$ ;  $P < 0.02$   $r_s = 0.893$



Tabla 2.13 Parámetros comunitarios. (Densidad \* (aves/ha).

Parámetros Río Jamuz	Quintana del Marco	Santa Elena de Jamuz	Quintana del Marco	Santa Elena de Jamuz
<b>(15/11-15/02)</b>	<b>1994/95</b>		<b>2012</b>	
	<b>N=2</b>		<b>N=6</b>	
Densidad * (std desv)	3.26 (1.04)	11.9 (3.25)	11.38 (5.24)	8.13 (4.57)
Riqueza media (std desv)	25.5 (4.95)	18 (1.41)	14.67 (0.52)	11 (3.29)
Riqueza acumulada	24	18	27	23
Diversidad (std desv)	2.45 (0.57)	2.37 (0.07)	2.17 (0.20)	2.13 (0.29)
<b>(01/04-30/06)</b>	<b>1994/95</b>		<b>2013</b>	
	<b>n= 7</b>		<b>n=8</b>	
Densidad * (std desv)	12.11 (5.58)	14.06 (3.54)	14.65 (5.77)	12.67 (4.57)
Riqueza media (std desv)	29.14(4.88)	22.14 (3.44)	24,75 (3.33)	20,62 (3)
Riqueza acumulada	55	43	47	46
Diversidad (std desv)	2.71 (0.30)	2.58 (0.35)	2,57 (0.24)	2,63 (0.35)

La riqueza y diversidad son mayores en Quintana del Marco, tanto en primavera como en invierno, en las dos fases del estudio; esto se debe principalmente a la existencia de varias especies de aves ligadas al carrizal, y al mosaico de hábitats seminaturales y antrópicos que le rodea, que da posibilidades a nuevas especies oportunistas típicas de campos de cultivo, caminos, bordes de cultivos, observándose una notable reducción de las especies ripícolas y forestales. Las tablas 2.14 y 2.15 muestran la composición específica de la comunidad.

El área de Santa Elena de Jamuz presenta 57 especies totales, 3 invernantes y 15 estivales y 3 especies más detectadas en pasos migratorios. El grupo de especies dominantes en primavera está formado por especies, ligadas a los ambientes antrópicos y zonas de cultivo circundantes que buscan refugio en el soto; Golondrinas, bandos de Estorninos negros y Gorriones comunes, constituyen el grueso de la comunidad estival, y a excepción de la Golondrina, también el invernante; a ellos se unen Urracas comunes y Grajillas; todas ellas especies ubiquistas y antrópicas.

Bisbita alpino y Alcaudón real, aparecen como especies invernantes, y un nutrido grupo de especies estivales, Golondrina, Ruiseñor, Aviión común, Pájaro moscón, Tarabilla común, Abubilla, Oropéndola, Alcaudón común y Bisbita arbóreo. El Vencejo es otra especie abundante en la zona, y el Críalo habita en las choperas de repoblación presentes en todo el área. El Milano real en invierno y el Milano negro en primavera también son habituales.

En censos realizados en épocas de paso, marzo y septiembre, detectamos Papamoscas gris, Papamoscas cerrojillo y Garza real.

Tabla 2.14 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en Santa Elena de Jamuz. La tabla está ordenada por abundancias reproductora (94/95). Marcadas en rojo especies estivales y en azul invernantes. \**Phylloscopus collybita* \*\**Phylloscopus ibericus*

SANTA ELENA DE JAMUZ	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
	1994/95	2012	1994/1995	2013
Estornino negro	38,95	11,32	17,29	16,61
Gorrión común	21,05	8,42	15,43	10
<b>Golondrina común</b>			<b>13,29</b>	<b>12,32</b>
Cetia ruiseñor	2,11		7,86	7,5
Escribano triguero			5,00	0,89
Verderón común			4,71	0,89
Pardillo común		1,58	4,57	0,18
Mirlo común	6,32	2,11	3,29	4,46
Colirrojo tizón			3,14	0,89
<b>Ruiseñor común</b>			<b>3,14</b>	<b>4,82</b>
Gorrión molinero			2,86	
Escribano soteño	4,21	3,16	2,71	3,93
Mosquitero común/iberico	6,32	3,68*	2,43	3,93**
Carbonero común	10,53	5,79	2,00	3,39
<b>Pájaro moscón europeo</b>			<b>1,86</b>	
Zorzal común	2,11	0,53	1,71	
Escribano montesino		0,53	1,57	0,18
<b>Avión común</b>			<b>1,43</b>	<b>2,32</b>
Petirrojo europeo	7,37	7,63	0,86	1,07
Serín verdicillo		1,05	0,86	3,21
Lavandera blanca	1,05	1,05	0,71	0,54
<b>Tarabilla común</b>			<b>0,57</b>	<b>1,96</b>
Curruca capirotada			0,43	0,54
<b>Oropéndola europea</b>			<b>0,43</b>	<b>1,79</b>
Herrillo común	2,11	6,05	0,14	0,54
Jilguero europeo			0,14	0,89
Pinzón vulgar			0,14	5,36
Alondra común			0,14	
Cogujada común			0,14	
<b>Alcaudón común</b>				<b>0,18</b>
<b>Bisbita arbóreo</b>				<b>0,18</b>
Mito común				0,18
Chochín				1,07
<b>Bisbita alpino</b>		<b>0,26</b>		
<b>Alcaudón real</b>		<b>0,53</b>		

A parte de las ya citadas invernantes, en esta época las especies más abundantes son el Carbonero común, el Petirrojo y el Mosquitero común, seguidas de Mirlo y Herrerillo común. En general es una zona pobre en invierno, las altas abundancias de Herrerillos comunes y Carboneros comunes, pueden deberse a que con los rigores invernales, aparecen individuos de Europa, aunque las poblaciones locales sean sedentarias; además el soto actúa como refugio, ya que tiene un efecto atemperador, mayor cobertura vegetal y disponibilidad trófica por lo que aparecen individuos dispersados desde los montes de encina y melojo circundantes. Las mayores abundancias de Ceta rui señor, apreciadas en esta especie en primavera respecto al invierno, podrían ser debidas a la diferente detectabilidad de la especie, siendo mucho más conspicua en la época reproductora.

El itinerario de Quintana del Marco, presenta una riqueza total acumulada de 60 especies, de las cuales 5 son invernantes y 24 estivales. A eso hay que sumar algunas especies detectadas en épocas de paso; en marzo y septiembre detectamos Papamoscas cerrojillo, Avión zapador, Bisbita campestre, Martín pescador, Correlimos común y Andarríos grande.

La riqueza acumulada presenta un valor elevado para una ribera tan simplificada, que se explica por la disponibilidad de recursos tróficos en el mosaico de ambientes antrópicos y cultivos circundantes que dan posibilidades a nuevas especies oportunistas típicas de campos de cultivo, eriales, caminos, bordes de cultivos, viéndose una reducción de las especies forestales ripícolas.

Detectamos Estornino pinto y Bisbita común y alpino como especies invernantes; como estivales, además de las aparecidas en Santa Elena, aparecen especies ligadas a las comunidades de carrizos, Carricero común, Carricero tordal y Buscarla pintoja, que habitan en el extenso carrizal que se desarrolla en esta zona del río.

La comunidad reproductora, está dominada por aves ligadas a cultivos y ambientes antrópicos; Serín verdecillo, Gorrión común, Estornino negro, Pardillo común, Jilguero europeo y Golondrina común, son las especies más abundantes.

La comunidad invernal está numéricamente dominada por especies gregarias, Estornino negro y Gorrión común, pero existen otras especies abundantes, como el Pinzón vulgar, Pardillo común, Jilguero europeo y el grupo de páridos (Carbonero común, Herrerillo común y Mito común), que se refugian en la escasa arboleda de la orilla del río.

Acerca de los cambios observados en la segunda fase del estudio, llama la atención la ausencia del Pardillo común y el Jilguero europeo, habituales en los 90, así como la ausencia de Alondra común y Cogujada común. En la actualidad se observa la presencia habitual de bandos de Paloma bravía, donde antes eran escasas y que han aparecido atraídas por los maizales existentes, bastante abundantes a lo largo del río y cuyo cultivo se ha impuesto recientemente en esta vega; esta especie está relacionada con el aumento de los valores de densidad media invernal de aves en la zona de Quintana del Marco. Aparece también la Tórtola turca, especie que ha colonizado la península de forma espectacular en las últimas décadas; en León, se dató por primera vez en 1975 y en los 90 se extendió por la provincia (García, 2011).

Puede observarse una presencia alta de No paseriformes y córvidos en Quintana del Marco y densidades elevadas de Grajilla occidental y Corneja negra. Muy buena presencia de rapaces sedentarias, Busardo ratonero y Cernícalo vulgar, más la presencia estival de Milano negro y Aguilucho cenizo, y la invernal de Milano real. La vegetación palustre explica la presencia del Rascón europeo y la Gallineta de agua y el canturreo la de Chorlitejo chico y Andarríos chico. Abundan estivales como la Tórtola común, el Cuco, el Autillo europeo, Abubilla y Torcecuello euroasiático, más el sobrevuelo de grupos de vencejos comunes en rutinas de caza.

Tabla 2.15 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves paseriformes (excepto córvidos) en el área de Quintana del Marco. La tabla está ordenada por abundancia reproductora (94/95). Marcadas en rojo especies estivales y en azul invernantes. Eliminados córvidos y especies coloniales. \**Phylloscopus collybita* \*\**Phylloscopus ibericus*

QUINTANA DEL MARCO	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
ESPECIES	1994/95	2012	1994/1995	2013
Serín verdecillo	0,67	1,21	16,30	2,6
Gorrión común	8,67	18,18	16,07	26,35
Pardillo común	6,67		10,37	0,38
Estornino negro	9,33	11,52	10,37	2,21
<b>Golondrina común</b>			<b>6,67</b>	<b>10,96</b>
Jilguero europeo	4	0,30	5,56	2,40
Gorrión molinero			2,74	0,19
Lavandera blanca	0,67	3,94	2,67	2,21
Escriban triguero			2,59	0,1
Mosquitero común/ibérico		2,73*	1,48	3,27**
<b>Avión común</b>			<b>1,48</b>	<b>9,62</b>
<b>Carricero tordal</b>			<b>1,33</b>	
Verderón común		1,21	1,26	1,83
Escribano soteño	0,67	0,30	1,19	2,50
<b>Lavandera boyera</b>			<b>1,11</b>	<b>0,1</b>
<b>Tarabilla común</b>			<b>1,11</b>	<b>0,1</b>
<b>Ruiseñor común</b>			<b>1,04</b>	<b>0,48</b>
Cetia ruiseñor	0,67	0,76	0,96	5,48
Carbonero común	4	2,88	0,96	1,63
Collalba gris			0,89	
Colirrojo tizón	0,67		0,81	0,77
<b>Oropéndola europea</b>			<b>0,81</b>	<b>0,77</b>
Mirlo común	0,67	0,76	0,74	1,63
<b>Bisbita común</b>	<b>2</b>			
Escribano montesino			0,44	0,38
Curruca capirotada			0,37	0,58
<b>Pájaro moscón europeo</b>			<b>0,37</b>	
Lavandera cascadeña		0,3	0,30	
Herrerillo común		3,48	0,15	0,67
Alondra común			0,15	

Tarabilla norteña			0,15	
Carricero común			0,15	2,31
Alcaudón común			0,15	
Cogujada común	0,67		0,07	
Petirrojo europeo	0,67	1,21	0,07	0,19
Pinzón vulgar	7,33	4,24	0,07	2,40
Mito común	3,33	0,61		
Agateador europeo		1,06		
Bisbita alpino	1,33	0,61		
Estornino pinto		2,12		
Buscarla pintoja				0,1
Chochín común				0,38

Tabla 2.16 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO paseriformes y córvidos en el área de Quintana del Marco.

QUINTANA DEL MARCO	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
ESPECIES	1994/95	2012	1994/95	2013
Anade azulón			0,96	0,10
Garza real	0,67			
Cigüeña blanca	0,67		1,70	1,35
Milano negro			1,26	0,10
Milano real	0,67	0,15		
Aguilucho cenizo				0,1
Busardo ratonero	0,67	0,30	0,89	0,10
Cernícalo vulgar	1,33		0,67	
Rascón europeo			0,07	
Gallineta de agua	0,67		0,44	0,19
Chorlito chico			0,07	
Andarríos chico		0,30	0,07	
Andarríos bastardo	2		0,22	
Paloma bravía	2	6,52	0,89	7,88
Paloma torcaz			0,59	0,19
Tórtola común			0,15	0,29
Tórtola turca		0,30		1,54
Cuco común				1,06
Autillo europeo				0,1
Vencejo común			2,74	12,40
Abubilla			0,37	
Torcecuello euroasiático				0,38
Pito real	0,67		0,81	1,06
Pico picapinos		0,76		0,1
Urraca común	0,67		1,41	
Grajilla occidental		12,58	1,56	0,77
Corneja negra	0,67	3,48	2,44	0,58



Respecto al grupo de no paseriformes y córvidos en Santa Elena de Jamuz hay abundancia de Pícidos y Córvidos todo el año, además de Ánade azulón, Garza real, Palomas-bravía y torcaz- y dos especialistas de cañaveral (Rascón y Gallineta de agua). La cría estival de la Codorniz en la vega circundante, junto con la Cigüeña blanca, Milano negro, Críalo europeo- parásito de los abundantes Urracas- Cuco, Torcecuello y Vencejo, manifiesta un incremento en riqueza. Rapaces sedentarias Aguilucho pálido, Busardo ratonero y Cernícalo vulgar y la presencia invernal del Milano real dan calidad a la comunidad aviar.

Tabla 2.17 Abundancia relativa (IKA) de la especies de aves NO paseriformes y córvidos en el área de Santa Elena de Jamuz.

SANTA ELENA DE JAMUZ	IKA (15/11-15/02)		IKA (01/04-30/06)	
	ESPECIES	1994/95	2012	1994/95
Anade azulón	2,11		0,36	1,71
Codorniz				0,29
Garza real		0,26	0,36	
Cigüeña blanca				0,57
Milano negro				0,43
Milano real	1,05			
Aguilucho pálido				0,14
Busardo ratonero			0,54	0,57
Cernícalo común	1,05	0,26	0,18	0,43
Rascón				0,14
Gallineta de agua			0,26	0,71
Paloma bravía		1,32	9,29	2,00
Paloma torcaz	1,05	0,26	3,57	4,00
Críalo europeo				0,29
Cuco común			2,68	
Vencejo			2,14	8,57
Torcecuello			0,71	
Pito real	2,11	2,37	1,25	2,29
Pico picapinos			0,89	0,14
Urraca común	5,26	1,58		6,29
Grajilla occidental	3,16	4,21	0,18	4,86
Corneja negra		4,74	1,07	1,00

### 2.3.2 LA COMUNIDAD RIPÍCOLA

El intento de clasificar y acotar las especies de ribera es complicado, como ya se ha comentado, debido al carácter enormemente ecotónico del ecosistema ripícola.

Aún a pesar de esto, sí existen especies, más fuertemente ligadas a las riberas, y de ellas nos vamos a ocupar en este apartado. Hemos utilizado para esta “clasificación” la lista de aves más unidas a este hábitat, propuesta por

SEO/Birdlife (Ibero, 1996), y que llamaremos especies ripícolas. En este grupo hay representación de aves típicas de ecosistemas fluviales (patos, garzas, Avión zapador, Mirlo acuático, Martín pescador), a la que se unen especies de preferencias forestales, que viven en las riberas si escasean los bosques en los alrededores.

En los bosques ripícolas de Gran Bretaña, dominados por las alisedas, se han detectado 23 especies nidificantes (Simms, 1976), con Pinzón, Chochín, Petirrojo, Mosquitero musical, Estornino pinto, Mirlo y Herrerillo como aves dominantes, seguidas por Agateador norteño, Camachuelo, Paloma torcaz, Bisbita común, Zorzal común, Reyezuelo sencillo, Busardo ratonero, Colirrojo real y Mito. Es también un bosque frecuentado por la Oropéndola en ambos pasos.

Para esta revisión se seleccionan las 20 especies que aparecen en al menos una de las áreas de estudio de la lista de 24 especies ripícolas. Así tenemos insectívoros como el Mirlo acuático, el Avión zapador, Ceta y Ruiseñor común y Zarcero políglota, y otros insectívoros de fronda arbórea (Oropéndola, Pájaro moscón y Curruca mosquitera). Insectívoros, omnívoros de borde y del suelo y especialistas de copas medias están más relacionadas con la ribera (Dos Anjos et al., 2007). En la siguiente tabla (2.18) se muestran los IKA en el periodo reproductor (1/04 al 30/06) de esta selección.

Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios

Tabla 2.18 Resumen IKA primaveral de varias especies fuertemente ligadas a las riberas en las áreas de estudio. Año 1994/1995 (primera columna) y 2013 (segunda columna) de cada par.

Especies	Carmenes		Cabanillas		León		Alija de la Ribera		Santa Elena de Jamuz		Quintana del Marco	
	94/95	2013	94/95	2013	94/95	2013	94/95	2013	94/95	2013	94/95	2013
Martinete						0.84						
Anade azulón	0.33		0.15	1.33	8.78	1.79	5.11	3.17	0.36	1.71	0.96	0.10
Garza real						0.53	0.17	0.5	0.36			
Gallineta común							0.80		0.26	0.71	0.44	0.19
Chorlitejo chico							0.74				0.07	
Andarríos chico			0.15			0.05	0.80				0.07	
Martín pescador								0.17				
Torcecuello	0.22	0.31					0.06	0.17	0.71			0.38
Pito real	0.33	0.78	1.26	0.83			1.25	2	1.25	2.29	0.81	1.06
Avión zapador			1.48	9			29.26	24.83				
Lavandera cascadeña			0.07	0.83		0.05	0.11	0.33			0.30	
Lavandera blanca	0.44	1.41	0.37		7.40	0.05	2.73	0.17	0.71	0.54	2.67	2.21
Mirlo acuático	0.11											
Ruiseñor común	4.44	2.5	6.74	0.33		6.11	4.72	2.33	3.14	4.82	1.04	0.48
Cetia ruiseñor	0.11		7.78	4			8.13	7.33	7.86	7.5	0.96	5.48
Zarcero poliglota							0.06	0.17				
Curruca mosquitera			0.59	0.33			0.23	0.33				
Pájaro moscón	0.22		0.15			0.16	2.44	0.67	1.86		0.37	
Oropéndola	0.11		1.19	0.67			0.57	1.50	0.43	1.79	0.81	0.77
Escribano soteño	0.44	0.78	1.26	0.50			1.53	1.83	2.71	3.93	1.19	2.50
Número de especies	10	5	12	9	2	8	17	15	11	8	12	9

El área donde encontramos más representación de este grupo de especies es Alija de la Ribera, donde se han detectado todas menos dos, el Martinete y el Mirlo acuático, que solo se ha detectado en Cármenes; la más pobre, León,

donde en el 1994/95 solo aparecían dos especies, aunque en el 2013, gracias a la recuperación de vegetación arbustiva en sus orillas, aparecen hasta 8 de este grupo de especies, incluyendo el Martinete y el Pájaro moscón.

La zona de Alija, acoge a las especies acuáticas, además de por la propia estructura del río y sus orillas, por el hecho de que en las zonas donde se extrajeron áridos, se forman charcones, y zonas inundadas gran parte del año, sirviendo como hábitat de especies limícolas y palustres, como Avefría, Andarríos grande, Zampullín chico, Agachadiza común y chica, Rascón, Cigüeñuela, Archibebe común. La siguiente área más rica, es la de Quintana de Marco, en el río Jamuz, en un tramo de río canalizado con escollera de cemento. Llama la atención la similitud de Quintana del Marco y Alija de la Ribera, cuando sus bosques de ribera, son tan diferentes, aunque tienen en común, la escasez de cobertura arbórea y baja altura de la arboleda. Las especies ripícolas responden positivamente a la altura de las copas, (Seavy et al., 2009). Quintana tiene comunidad de carrizal dentro del cauce, que acoge algunas especies similares a las que se presentan en los charcones de las graveras abandonadas de Alija. En el Jamuz, faltan especies como Zarcero políglota o Curruca Mosquitera, más ligadas a árboles de bajo porte o arbustos, ya que este estrato es inexistente. Se han detectado en Quintana varias especies nadadoras, como el Ánade azulón, y la Gallineta común, favorecidas por la lámina de agua constante por la canalización del río, que se llena de enneas en verano (García et al., 2008). El Ánade azulón, también encuentra un hábitat idóneo en este tramo de río con un caudal regulado, lámina de agua constante, en calma y con vegetación palustre. Esta especie ha llegado a criar en balsas de riego del Páramo. (Miguélez Carbajo, 2004). El Andarríos chico, especie vulnerable en la provincia de León, y considerada en declive en Europa (García et al., 2008) se detecta aunque solo de forma esporádica en casi todas las áreas estudiadas, excepto en Cármenes y Santa Elena; algunos ejemplares de esta especie, se han observado en los meses de verano en las balsas de riego del Páramo (Miguélez Carbajo, 2004). Alija de la Ribera y Quintana, comparten también la presencia del Chorlitejo chico; esta especie selecciona litologías aluviales de limo, arena, guijo y conglomerado, presentes en Alija, pero ausentes en Quintana; de hecho, el manejo de los cauces, acaba con las orillas naturales y consecuentemente con las zonas propicias para que aniden, por lo que su presencia en Quintana, aunque sea de forma testimonial en pleno mes de mayo, no deja de sorprendernos; la razón más probable es que sean aves europeas en paso tardío al norte o incluso ser aves, provenientes del río Órbigo, que discurre al este, a unos dos km de distancia; esta especie también ha sido encontrada en las balsas de riego del Páramo, incluso ha llegado a criar en ellas (Miguélez Carbajo, 2004). La Curruca mosquitera, presente solo en Alija y Cabanillas, es una especie muy ligada a los setos, orlas de bosques húmedos y sotos ribereños bien estratificados (García et al., 2008). La Lavandera blanca, si bien está ligada a cursos de agua y masas de agua dulce, con márgenes preferentemente abiertos, se adapta a masas de agua artificiales y tolera cierto grado de contaminación, ocupando en las ciudades parques y jardines. (García et al., 2008). Esta capacidad de adaptación explica su abundancia y presencia en todas las áreas, incluso donde la ribera está más degradada. La encontramos en todas las áreas de estudio, abundante en los márgenes del río Bernesga a su paso por León y en Alija, donde encuentra márgenes abiertos y cascajeras, ideales para la especie. Menos abundante en ríos más boscosos, como Cabanillas y Cármenes, ligándose su presencia a edificios donde anida. El Escribano soteño

muestra preferencia por sotos ribereños, setos, huertos aunque también habita en otros tipos de hábitats donde se alternen espacios abiertos y arbolados (García et al., 2008), por lo que su distribución es bastante amplia y lo encontramos en casi todas las áreas de estudio; su mayor abundancia la encontramos en Alija y Santa Elena, donde abundan bordes entre medios abiertos y el soto.

El Pájaro moscón del que las primeras citas en León datan de los años 70, está representado en todas las áreas de estudio; ha colonizado los ríos leoneses penetrando desde el sudeste (García et al., 2008); muy ligado a los sotos de hasta 900 metros, le hemos encontrado en Cármenes a 1100 m de altitud, dos años consecutivos. La Oropéndola y el Pito real también están presentes en todas las áreas de estudio, menos en León, donde faltan árboles de porte alto en los que generalmente colocan sus nidos; especie típicamente mediterránea, la Oropéndola, tiene sus mejores poblaciones en vegas de ríos y arroyos, setos y plantaciones de chopos (García et al., 2008). En Quintana anida de forma abundante en las choperas de repoblación cercanas al río; también detectada en Cármenes, enclave eurosiberiano a finales del mes de mayo.

La presencia de Pájaro moscón y Oropéndola en enclaves eurosiberianos por encima de los 1000 metros, pone de relieve el **efecto corredor** de los ríos, permitiendo a algunas especies adentrarse en áreas, donde de no ser por los ríos probablemente no llegarían.

Las especies más ligadas a vegetación arbustiva y altamente estratificada, como el Ruiseñor común y Cetia, son abundantes en Alija, Cabanillas y Santa Elena donde encuentran vegetación arbustiva en la propia ribera o en las sebes de prados y huertas circundantes. Cetia es raro o ausente en León y Quintana del Marco donde apenas hay vegetación arbustiva en la orillas, y en Cármenes muy poco abundante, en contraposición con el Ruiseñor común, donde alcanza la mayor abundancia de las zonas de estudio.

Las especies más raras, Mirlo acuático, solo en el Torío, Martinete en León, y Zarcero políglota y Martín pescador solo presentes en Alija de la Ribera en el Bernesga. El Mirlo acuático, solo detectado en Cármenes, hábitat idóneo para la especie, en altura superior a 800 metros, con aguas corrientes, limpias, con pendiente moderada, con saltos de agua, condiciones que no ocurren en el resto de áreas de estudio; algunos autores consideran al Mirlo acuático, una especie indicadora, ya que la contaminación de las aguas limita su presencia (Ormerod et al., 1985; Tyler & Ormerod, 1994; Sorace et al., 2002). El Mirlo acuático necesita para criar rocas, presas o escarpes por los que cae el agua, ocultando el nido detrás de la lámina de agua.

El Avión zapador presenta colonias de más de 200 nidos en Alija, donde los taludes existentes en el río, originados por la extracción de áridos constituyen un lugar ideal para su nidificación, asociada a los cursos fluviales medios y bajos con abundancia de insectos y la disponibilidad de taludes terrosos donde excavar sus nidos (García et al., 2008).



### 2.3.3 EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA COMUNIDAD DE AVES

Con el objetivo de determinar si ha habido cambios en la comunidad de aves en los dos momentos estudiados, planteamos un análisis de la varianza para los parámetros comunitarios y otro para las especies de aves. Entendemos que plantear el aumento o disminución de especies concretas basándonos en la comparación de dos momentos puntuales puede ser poco significativo, ya que el azar o la meteorología puede afectar a los resultados, por lo que hemos optado por plantear el ANOVA para las especies con grupos de aves ligadas a determinados hábitats. Así comparamos la evolución del grupo de aves forestales o del grupo de aves ligadas a medios agrícolas.

#### 2.3.3.1 EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LOS PARÁMETROS COMUNITARIOS.

Hacemos un ANOVA para ver si existen diferencias significativas en los parámetros riqueza y diversidad entre la primera fase del estudio y la segunda. Las muestras tienen una distribución normal y homogeneidad de varianzas, y los resultados nos revelan que no hay diferencias significativas para la riqueza ( $n=43-49$   $F(1,88)=0.45$ ), pero sí las hay para la diversidad ( $n=43-49$   $F(1,88)=6.89$   $p<0.01$ ), detectándose un aumento significativo de la diversidad en la comunidad de aves en época reproductora entre el 1994 y el 2013.

#### 2.3.3.2 EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA COMPOSICIÓN ESPECÍFICA DE LA COMUNIDAD.

El análisis de la varianza para el grupo de aves ligadas a medios forestales se hace con el IKA de la comunidad reproductora de un grupo de 22 especies de aves que se habían detectado en los dos momentos de estudio (Cuatro especies de páridos, Camachuelo, Curruca capirotada y mosquitera, Agateador, Bisbita arbóreo, Chochín, Cuco, Oropéndola, Mirlo, Mosquitero ibérico y papialbo, Pico picapinos, Petirrojo, Paloma torcaz, Zorzal común, Pinzón, Reyzeuelo listado, Zorzal común). Los resultados del ANOVA indican que existen diferencias significativas en la abundancia de este grupo de especies de aves entre 1994 y 2013, ( $n=71$   $F(1,140)=9.54$   $p<0.01$ ), detectándose un aumento de abundancia en este grupo de especies entre 1994 y 2013.

Repetimos el análisis con un grupo de 10 especies de aves ligadas a medios agrícolas (Jilguero, Verdecillo, Verderón, Abubilla, Tarabilla, Gorrión molinero, Pardillo, Escribano cerillo y soteño y Tortola común); en este caso el resultado del ANOVA nos indica que no existen diferencias significativas en la abundancia de este grupo de aves entre los dos momentos considerados, ( $n=60$   $F(1,118)=0.62$ ). Se amplía el grupo de especies añadiendo Cogujada, Codorniz, Alondra, Paloma zurita, Escribano triguero, Urraca, Grajilla, Golondrina, Estornino negro, Cigüeña blanca, y los resultados no varían; no encontramos diferencias significativas entre 1994 y 2013, ( $n=101$   $F(1,200)=0.83$ ).

Presentamos en la siguiente tabla, 2.19 las 6 especies de paseriformes con IKA más alto de cada zona, en el 1994/95 y 2012/13. Hemos excluido las especies de córvidos y las especies coloniales (Avión común y zapador). Representamos en color las especies que no han cambiado en las dos fases del estudio.

Tabla 2.19 Resumen de las especies passeriformes con IKA más alto en cada zona.

Localidades	Invierno 1994/95	Invierno 2012	Primavera 1994/95	Primavera 2013
Río Torio. Cármenes.	Bisbita alpino	Bisbita alpino	Carbonero común	Carbonero común
	Carbonero común	Carbonero común	Chochín común	Chochín común
	Herrerillo común	Herrerillo común	Ruiseñor común	Ruiseñor común
	Jilguero lúgano	Estornino negro	Mirlo común	Mirlo común
	Pinzón vulgar	Mito común	Pinzón vulgar	Pinzón vulgar
	Mirlo común	Petirrojo europeo	Escribano cerillo	Curruca capirotada
Río Bernesga.	Petirrojo europeo	Petirrojo europeo	Curruca capirotada	Curruca capirotada
Zona media.	Carbonero común	Carbonero común	Mosquitero ibérico	Mosquitero ibérico
Cabanillas	Mirlo común	Mirlo común	Ruiseñor bastardo	Mirlo común
	Herrerillo común	Herrerillo común	Carbonero común	Petirrojo europeo
	Mito común	Pinzón vulgar	Serín Verdecillo	Golondrina común
	Zorzal alirrojo	Chochín común	Ruiseñor común	Chochín común
	Lavandera blanca	Lavandera blanca	Gorrión común	Gorrión común
Río Bernesga. Zona urbana. León	Gorrión común	Mirlo común	Serín verdecillo	Serín verdecillo
	Bisbita común	Cetia ruiseñor	Lavandera blanca	Cetia ruiseñor
	Jilguero europeo	Carbonero común	Verderón común	Mosquitero ibérico
	Colirrojo tizón	Herrerillo común	Colirrojo tizón	Mirlo común
	Lavandera cascadeña	Mosquitero común	Verderón común	Curruca capirotada
	Carbonero común	Carbonero común	Cetia ruiseñor	Cetia ruiseñor
Río Bernesga. Zona media.	Pinzón común	Pinzón común	Mosquitero ibérico	Mosquitero ibérico
Alija de la Ribera	Petirrojo europeo	Petirrojo europeo	Golondrina común	Golondrina común
	Jilguero europeo	Chochín común	Ruiseñor común	Jilguero europeo
	Mirlo común	Bisbita común	Verderón común	Chochín común
	Lavandera blanca	Mosquitero común	Serín verdecillo	Curruca capirotada
Río Jamuz.	Estornino negro	Estornino negro	Estornino negro	Estornino negro
Tramo no canalizado	Gorrión común	Gorrión común	Gorrión común	Gorrión común
	Carbonero común	Carbonero común	Golondrina común	Golondrina común
	Petirrojo europeo	Petirrojo europeo	Cetia ruiseñor	Cetia ruiseñor
	Mosquitero común	Mosquitero común	Escribano triguero	Ruiseñor común
	Mirlo común	Herrerillo común	Verderón común	Pinzón vulgar
Río Jamuz.	Estornino negro	Estornino negro	Gorrión común	Gorrión común
Tramo canalizado.	Gorrión común	Gorrión común	Golondrina común	Golondrina común
	Pinzón vulgar	Pinzón vulgar	Serín verdecillo	Serín verdecillo
	Carbonero común	Carbonero común	Pardillo común	Cetia ruiseñor
	Pardillo común	Lavandera blanca	Jilguero europeo	Mosquitero ibérico
	Jilguero europeo	Herrerillo común	Estornino negro	Verdecillo

En general se observa un aumento de las especies de hábitats más forestales; estas especies, podrían estar beneficiándose del aumento de masas forestales y matorrales favoreciendo el crecimiento de sus efectivos poblacionales; el incremento de estas especies forestales ha sido detectado por el programa SACRE (Seguimiento de aves comunes Reproductoras) de SEO/BirdLife. Entre 1998 y 2013 han tenido un incremento moderado las siguientes especies, que aparecen en los sotos: Agateador común, Carbonero común, Chochín, Curruca capirotada, Estornino negro, Herrerillo común, Milano negro, Oropéndola, Mirlo, Mosquitero ibérico, Paloma torcaz, Petirrojo, Pico picapinos, Pinzón, Ruiseñor común, Verderón y Zorzal común.

En nuestras zonas de estudio, además de encontrar un aumento significativo de la abundancia de aves forestales vemos aparecer en la lista de especies más abundantes, a la Curruca capirotada, en varias de las localidades de estudio, también al Mosquitero ibérico, Chochín, Pinzón o Petirrojo, todas ellas aves ligadas a medios forestales.

Respecto al grupo de aves ligadas a medios agrarios, aunque no se detecta un cambio estadísticamente significativo, si notamos la bajada de algunas especies concretas; destaca la desaparición del Jilguero de la lista de especies más abundantes en 3 de las seis localidades, así como el Serín verdecillo, el Pardillo y el Gorrión común, éste último en el área urbana.

En el área del Jamuz, merece especial mención, la ausencia de algunas especies, antes habituales, que hoy no detectamos en los censos, como Pardillo, Jilguero europeo, Alondra común, Cogujada común o Colirrojo tizón. Estas especies todas ellas ligadas a medios agrarios, parece que presentan cierta tendencia a la baja, declive detectado por el programa SACRE para especies agrícolas (SEO/BirdLife, 2013). Es sabido que la intensificación agraria, la mecanización del laboreo, la pérdida de variedad de cultivos y los herbicidas, así como el aumento de los regadíos, ha afectado a las poblaciones de alaúcidos, Jilgueros, Pardillo, Colirrojo tizón, etc.

## 2.4 DISCUSIÓN

Respecto al **método de censo** utilizado, queremos hacer una reflexión sobre sus ventajas e inconvenientes, aunque estén ampliamente tratadas en la bibliografía. Somos conscientes de que existen algunas limitaciones para, a partir de los datos obtenidos en un transecto lineal, dar una composición específica y unos valores de densidad de las especies, no solo porque cada especie, tiene un comportamiento específico, lo que produce cierta variedad de resultados según el método de censo sino también porque partimos de ciertas premisas que no se cumplen al 100%.

Uno de los problemas sobre los que más se ha escrito es sobre la **detectabilidad** (Shields, 1979; Bibby et al., 2000; Buckland et al., 2001), siendo este hecho uno de los que provoca más diferencias entre unos y otros métodos de censo. Se supone que la probabilidad de detección de un animal disminuye al aumentar la distancia al observador, por tanto se debería incluir en el cálculo de

la densidad alguna función de detección. Järvinen & Väisänen (1975), proponen el cálculo de una constante “K” para cada especie, basada en una relación entre los contactos obtenidos dentro de la MB y de la SB. Existirá una probabilidad (p), de detectar el animal dentro o fuera de la banda que nos conducirá por una serie de cálculos matemáticos a una “K” para cada especie, que representa la detectabilidad de esa especie. Esta K se integraría en la fórmula del cálculo de la densidad

$D = nK/L$  Donde (n), son todos los contactos de la especie, K la constante y L la longitud del itinerario.

Sin embargo, y según los mismos autores, el uso de esa “K” tiene bastantes limitaciones, ya que la probabilidad de detectar un ave varía con su actividad, con la densidad, o la saturación del censador. Ello complica el cálculo de la K según regiones o hábitat, aspecto que debería abordarse para cada especie, teniendo en cuenta la necesidad de acumular suficientes observaciones con el fin de que su varianza sea reducida (Järvinen, 1976). En un estudio reciente, y basándose en este mismo hecho, las probabilidades de encontrar una determinada especie dentro y fuera de una distancia concreta; Carrascal y Palomino (2008), han calculado para cerca de un centenar de especies comunes reproductoras en España, la llamada DEC o distancia eficaz de censo; se entiende por distancia eficaz de censo (DEC), aquella dentro de la cual se hubiesen observado todas las aves realmente presentes de no haber existido pérdida de detectabilidad con la distancia. Es decir, la que define cuál es la superficie sobre la que puede asumirse que se detectaron todos los individuos. Si bien, este cálculo, se ha hecho para el método de las estaciones puntuales de escucha, de cinco minutos, no vamos desencaminados al estimar que en la banda principal se detecta prácticamente todo lo que hay, ya que las DEC calculadas por Carrascal y Palomino (2008) oscilan entre los 35,9 metros del Mito y los 202.1 metros del Cuervo.

El cálculo de una “K” para aplicar en nuestro hábitat y para nuestro método de censo, requeriría complejos cálculos matemáticos, que no son el objeto de este trabajo y dificultarían la comparación con otros estudios.

A parte de la cuestión de la detectabilidad, está la **inexactitud de la SB**. Mientras que MB, tiene una anchura de 50 metros (25 a cada lado de la línea de progresión del observador), SB, no tiene una anchura determinada, con lo que el cálculo de las densidades con los datos de SB se complica.

Otro de los problemas que plantea es que se asume que las aves están **aleatoriamente distribuidas** (Seber, 1973; Eberhardt, 1978; Burnham et al., 1980), y regularmente repartidas. Este hecho es irreal (Wiens, 1976), pero si el itinerario de muestreo es uniforme y no hay una particular tendencia a la agregación de los individuos, estamos cerca de asumir la aleatoriedad o la regularidad. (Tellería et al., 1981) Por tanto, este no es un supuesto fundamental (Eberhardt, 1978; Burnham et al., 1980). Sin embargo para las especies coloniales o con tendencias gregarias, se incumple totalmente el supuesto de aleatoriedad, por lo que consideramos que los valores de IKA o densidades de este grupo de especies tienen un valor relativo.

La **distribución temporal** es otro aspecto complejo, y poco conocido, agravado por la larga duración de la estación reproductora y el comportamiento asincrónico de los diferentes grupos fenológicos. Se han propuesto soluciones, (Blondel et al., 1970; Afree, 1976). Una de las más adecuadas ha sido someter los datos de diferentes momentos a un análisis de la varianza (Robbins, 1981).

Es importante tener en cuenta, tal como reconocen los mismos autores, Järvinen y Väisanen (1983), que el método no es exacto, por lo que se deben considerar las densidades como densidades relativas; no obstante los resultados son válidos en el estudio de patrones generales de distribución de abundancias (Järvinen & Väisanen 1981), aunque produce infravaloraciones de las densidades (Hildén y Laine, 1985); si bien, el transecto finlandés reduce notablemente la varianza de sus resultados con respecto al transecto clásico. Aún a pesar de todas estas consideraciones, este método tiene máxima validez en la Península Ibérica (Tellería, 1978). Además su gran ventaja es que con este método se obtienen bastantes datos con un esfuerzo relativamente pequeño.

Concluyendo, los cálculos de abundancia de las especies de aves son complicados y aunque hace más de 30 años, había gran preocupación por la exactitud de los datos, y los indeseables efectos de la detectabilidad, se acabó asumiendo que los datos obtenidos debían ser tomados con prudencia, y este debate científico quedó apartado de la actualidad. De cualquier modo, es recomendable dar unos datos con una medida objetiva de la certidumbre, pues los intervalos de confianza, constituyen un aspecto esencial en la investigación de toda disciplina ecológica (Bibby et al., 2000; Quinn y Keough, 2002), y facilitan enormemente la comparación de resultados entre distintos trabajos.

Ya entrada la década del 2000, se vuelve a debatir sobre tendencias numéricas, ya que la situación de muchas especies, sobre todo especies pequeñas que, como muchos passeriformes, presentan una distribución dispersa y críptica, es muy poco conocida, y entre ellas hay poblaciones en declive que, alcanzado un tamaño crítico, pueden desplomarse presas de sinergias complejas (efecto Allee, endogamia, etc.).

En la monografía recientemente publicada, realizada a partir de los datos del proyecto SACRE, Carrascal y Palomino (2008), se hacen cálculos de la detectabilidad, de la superficie prospectada y de la densidad, y se ofrecen unos valores numéricos medios extremadamente elaborados, de 96 especies corrientes, de la avifauna española. Estos datos nos han sido muy útiles, para la discusión de algunas conclusiones extraídas en este trabajo.

Respecto a los resultados encontrados, y a partir de un análisis global de los parámetros ecológicos de las seis áreas de estudio, tablas 2.20 y 2.21, observamos que la riqueza tanto en la época reproductora como la invernante, es máxima en las áreas con una estructura más compleja, Alija de la Ribera y Cabanillas. Estas dos áreas también son las áreas más diversas, según los índices de diversidad paisajística hallados en el estudio del paisaje; estas dos áreas, presentan además unas anchuras de ribera sensiblemente mayores que el resto; la riqueza se incrementa con la anchura de las riberas (Stauffer & Best, 1980).



Tabla 2.20 Resumen de parámetros ecológicos. La densidad está expresada en aves/ha. Los estadísticos de confianza (std dev.), entre paréntesis, donde no aparecen es porque ya están expresados en las tablas de cada área

Parámetros Primavera 2013	Cármenes N=8	Cabanillas N=4	León N=10	Alija de la Ribera N=4	Santa Elena de Jamuz N=8	Quintana del Marco N=8
Densidad	6.41	5.77	9.91	7.6	12.67	14.65
Riqueza	13.75	29.5	21.13	38.75	20.62	24.75
Riqueza acumulada	31	46	35	54	46	47
Diversidad	2.34	2.47	2.58	2.57	2.63	2.57
Dominancia	0.15 (0.07)	0.17(0.13)	0.14(0.07)	0.21(0.09)	0.18(0.09)	0.20(0.08)
Equitabilidad	0.87(0.11)	0.73(0.16)	0.81(0.09)	0.7(0.13)	0.76(0.11)	0.70(0.08)
ID	2.14	3.75	2.52	2.59	2.20	3.57

En áreas geográficas similares, la complejidad de la estructura de la vegetación y la diversificación florística son los factores más comunes a la hora de explicar la riqueza de aves, básicamente a través de sus efectos en la diversificación de los nichos (MacArthur & MacArthur, 1961 y Wiens, 1989). Diversos estudios, apoyan esta teoría; los datos de Illinois, Panamá, Texas y Bahamas indican que la riqueza aviar está relacionada con la diversidad de alturas del follaje y el porcentaje de cobertura vegetal (Karr y Roth, 1971); también se encuentra una relación entre la riqueza de aves, la riqueza de especies de árboles y la diversidad en alturas del follaje (Dudgeon et al., 2006); el hábitat ripario en Iowa tiene 32 especies reproductoras y solo 8 en hábitats herbáceos (Stauffer & Best, 1980) aunque otros estudios determinan que la riqueza florística no es tan determinante; Erdelen (1984), estudió 22 parcelas con paseriformes nidificantes, desde el pastizal a bosque y halló que la diversidad de estructura vegetal está relacionada con la riqueza de aves, pero no con la riqueza florística.

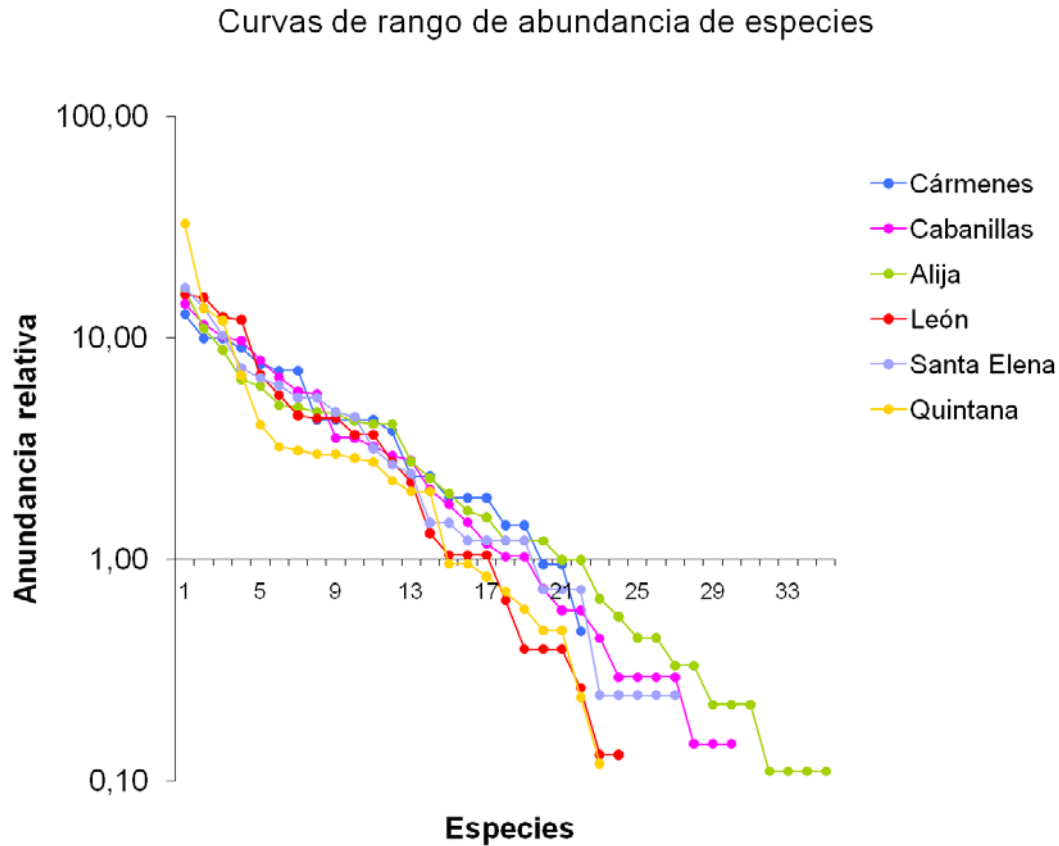
Esta teoría se cumple en Cabanillas, área que presenta la mayor diversidad paisajística, mayor índice de calidad fluvial (QBR), mayor cobertura arbórea y arbustiva y mayor número de estratos de vegetación que el resto y ausencia de zonas de suelo desnudo; sin embargo el hábitat de Alija de la Ribera, a pesar de tener los máximos valores de riqueza y diversidad aviar, no tiene una estructura vegetal tan compleja; en este caso no presenta tantos estratos o cobertura vegetal, aunque sí mantiene altos valores de diversidad paisajística, lo que también aumenta la diversificación de nichos. Esto se debe a que la actividad extractiva de áridos ha destruido gran parte de la vegetación, pero ha dado paso a la creación de nuevos nichos, zonas húmedas y charcones, que son ocupadas por especies limícolas y palustres, favoreciendo el aumento de la riqueza y diversidad. Estos nichos “artificiales” han sido ocupados por un número suficiente de especies para modificar la natural correlación entre riqueza y diversidad, hecho

que constatamos al comprobar que la correlación entre riqueza y diversidad no es significativa en las áreas más transformadas, como Alija, León y Quintana del Marco. Estas tres áreas, tienen la orilla del río con más diversidad y heterogeneidad de usos del suelo que el resto, cuestión tratada en el estudio del paisaje, lo que aumenta los valores de los parámetros ecológicos de la comunidad aviar, haciéndolos cercanos a los valores de zonas más naturales en su conjunto, poniendo de manifiesto que las relaciones de la vegetación con las comunidades de aves deben ser tomadas con visión global, porque factores que afectan a escalas espaciales, como clima, geografía y factores históricos o de manejo, afectarán esta relación (Ramirez y Tellería, 2003; Carrascal y Lobo, 2003; González-Taboada et al., 2007). La aparición de especies oportunistas, antrópicas y gregarias como Gorriones comunes o Vencejos mantienen además valores de abundancia elevados y volvemos a constatar como la creación de hábitats artificiales, atrae a estas especies oportunistas, provocando aumentos de diversidad, por tanto, destacar que la diversidad de la comunidad aviar se ve muy influenciada por las transformaciones del hábitat. En este sentido se manifiestan las relaciones entre diversidad y riqueza realizadas con las poblaciones reproductoras de la primera fase del estudio; así vemos que las correlaciones entre estos dos parámetros son estadísticamente significativas en las áreas donde el hábitat está menos intervenido, Cabanillas, Cármenes, y Santa Elena de Jamuz, mientras que en las áreas donde el hábitat está más intervenido, Quintana, Alija y León, la correlación no es estadísticamente significativa. 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 diversos recursos (Wiens & Rotenberry, 1981).

La curva de rangos de abundancia (gráfica 2.2), donde se representa la abundancia relativa de las aves en cada área de estudio, ilustra el reparto de las especies de la comunidad, apreciándose menor equirrepresentatividad (mayor pendiente) en Quintana y León, mostrando que las áreas que presentan más impactos, ambas canalizadas y con una ribera más degradada, unas pocas especies dominan sobre el resto.

Estas gráficas, suelen ajustarse a alguno de los modelos, de serie geométrica con pendiente muy pronunciada o a una distribución lognormal con pendiente suave.

El significado de la primera distribución es el de una comunidad controlada por un solo factor (estructura del hábitat sencilla, condiciones climáticas duras, etc); en el segundo caso indicaría de una situación más compleja estando la comunidad controlada por múltiples factores (Whittaker, 1970; May, 1975, 1981). En nuestro caso, predominan las curvas de escasa pendiente, lo que refleja que no existe un solo factor controlando la comunidad y se da poco desequilibrio entre las especies más o menos abundantes; su forma se acerca a una serie normal logarítmica, recayendo la parte superior de la campana en las especies con abundancia intermedia.



Gráfica 2.2 Curva de Rangos de abundancia de las seis áreas de estudio, en la estación reproductora (2013). Sólo se han utilizado IKA de las especies paseriformes. El eje Y está en escala logarítmica

Estas gráficas, suelen ajustarse a alguno de los modelos, de serie geométrica con pendiente muy pronunciada o a una distribución lognormal con pendiente suave.

El significado de la primera distribución es el de una comunidad controlada por un solo factor (estructura del hábitat sencilla, condiciones climáticas duras, etc); el segundo caso indicaría una situación más compleja estando la comunidad controlada por múltiples factores (Whittaker, 1970; May, 1975, 1981). En nuestro caso, predominan las curvas de escasa pendiente, lo que refleja que no existe un solo factor controlando la comunidad y se da poco desequilibrio entre las especies más o menos abundantes; su forma se acerca a una serie normal logarítmica, recayendo la parte superior de la campana en las especies con abundancia intermedia.

Con relación a la densidad de aves de la comunidad, en general son valores altos, en comparación con los bosques caducifolios de la provincia, que oscilan entre los 6.97 aves/ha del robledal cantábrico y 4,39 del melojar montano. (Alvarez, 1989). El carácter ecotónico de las áreas de ribera, conlleva alta diversificación estructural del medio, además de operar factores relacionado con el efecto borde o fragmentación de hábitats (Odom, 1971; Hansson, 1983; Helle

& Helle, 1982), produciendo los altos valores de riqueza y abundancia de las comunidades ribereñas en general, hecho ampliamente documentado en varios continentes; en el norte de Panamá, de un total de 145 especies registradas, 81 vivieron en bosques de ladera y sotos, 19 solo en monte de ladera y 45 solo en sotos; 18 especies anidantes en ambos tipos de hábitat presentaron más densidad en el soto; en Arizona, las plantaciones de tarajes albergan menos especies y abundancia que los sotos naturales, aunque 49 especies las usan como hábitat de cría (Sogge, 2008) y en Sri Lanka, Ellepola y Rajakaruna (2007), encontraron una relación positiva entre la abundancia de aves y la estructura vegetal de los sotos. La abundancia y la riqueza de aves, es mayor en los sotos con matorral que en los sotos con herbazal; lo deseable desde el punto de vista de la conservación es mantener riberas naturales con arbolado y subvuelo diverso en especies y estructura (Sanders & Auge, 1998).

No obstante, los factores geográficos, destacando la altitud, tiene gran influencia en este parámetro, estando la altitud inversamente relacionada con la abundancia de aves. Los sotos de zonas bajas alojan mayores densidades que los de los cauces altos (Stauffer & Best, 1980); así, siendo Cármenes un área bien conservada que no presenta actividades humanas de alto impacto, pero a 1100 metros de altitud, es el área que presenta menor densidad; por el contrario, observamos las mayores densidades en las áreas del río Jamuz, tanto Quintana del Marco como Santa Elena, que mantienen densidades por encima de 10 aves/ha, mientras que el resto están todas por debajo de esa cifra; estas dos áreas son zonas a menor latitud y altitud que el resto, en un ambiente más mediterráneo. Las variaciones de densidad con el gradiente altitudinal, están basadas en la bajada de la productividad primaria y actividad de la fauna artrópoda con la altitud a causa de las menores temperaturas (Lieth, 1960; Krebs, 1986); la altitud fue el factor determinante que explicó gran parte de la variación aviar encontrada en modelos de distribución de aves en la ecoregión de bosque mixto cantábrico (Santos et al., 2010).

Las relaciones entre densidad y riqueza también han sido ampliamente debatidas; en nuestras zonas de estudio, las correlaciones entre densidad y riqueza solo fueron significativas en el área de Cabanillas ( $r_s = 0.904$   $p < 0.01$   $n = 8$ ); y no mostraron correlación en el resto de zonas. La densidad y riqueza de aves se relaciona directamente con el volumen de la vegetación y complejidad estructural (MacArthur y MacArthur 1961; Karr 1968; Blondel et al. 1973; Wilson 1974; Nilsson 1979; Bilcke 1982; Vander Wall y MacMahon 1984; Hino 1985, etc). El área de Cabanillas, es la que presenta mayor complejidad del hábitat, con mayor número de estratos y mayor cobertura arbórea y arbustiva, presentando además de la vegetación de ribera, áreas de huerta y prados de siega, separados por setos y sebes; estos setos presentan mayor densidad y riqueza de lo que les correspondería atendiendo a un gradiente de complejidad estructural global de un área, lo que implica que estas formaciones vegetales actúan como islas forestales aglutinando, en reducidos espacios, una elevada cantidad de especies y de individuos que en zonas agrícolas extensas desarboladas no encuentran el hábitat apropiado para su existencia durante el período reproductor, (Carrascal y Tellería, 1988); estos autores, encuentran en el contexto del País Vasco Atlántico, muchas especies forestales propias de bosques caducifolios y “pájaros de borde” que restringen su distribución a los setos de la campiña.

Carrascal y Tellería (1988), afirman de la existencia de una estrecha relación entre densidad y riqueza, de manera que los niveles de densidad de la ornitocenosis son determinados por la captación de especies y no por fenómenos estructurales; no obstante las características de la estructura de la vegetación actúan a través del número de especies que pueden ocupar un determinado sector de las campiñas, y no a través de la cuantía de aves que puede soportar este medio. Por tanto, la densidad global de aves en las campiñas está regulada por otros factores ajenos a las características de la estructura de la vegetación, actuando ésta tan solo sobre el número de especies que pueden ocuparlas.

Respecto a la época invernal, la tendencia general de los parámetros ecológicos es de bajada, respecto a los valores primaverales, aunque se observa un ligero repunte de la diversidad en Alija y Cabanillas, debido al grupo de efectivos invernantes que mantiene, ya que el medio circundante en ambos casos es bastante productivo. Es numerosa la bibliografía donde se cita el general descenso invernal de densidades y abundancias, hecho normal en hábitats sometidos a fuerte estacionalidad (Purroy, 1975 y 1977; Guitián, 1984; Potti 1985) y en regiones poco atemperadas de producción invernal limitada (Tellería et al., 1988). Como han afirmado Tellería et al. (1988), la biología invernal de las aves depende en gran medida de la distribución y características de los recursos tróficos. Si bien en primavera la estructura vegetal resulta preponderante para la avifauna (Blondel et al., 1973), durante la época invernal no depende tanto de este factor (Bilcke, 1984; Carrascal y Díaz, 2006) acudiendo los invernantes a los medios más productivos.

Tabla 2.21 Resumen de parámetros ecológicos. Los estadísticos de confianza (std dev), entre paréntesis, donde no aparecen es porque ya están expresados en las tablas de cada área. La densidad está expresada en aves/ha

Parámetros Invierno 2013	Cármenes N=5	Cabanillas N=4	León N=6	Alija de la Ribera N=4	Santa Elena de Jamuz N=6	Quintana del Marco N=6
Densidad	8.98	3.46	7.88	5.9	8.13	11.38
Riqueza	11.6	20.75	16.66	31	11	14.67
Riqueza acumulada	23	36	26	38	23	27
Diversidad	1.89	2.58	2.42	2.96	2.13	2.17
Dominancia	0.25 (0.18)	0.11 (0.02)	0.12(0.04)	0.08(0.03)	0.15(0.04)	0.17(0.05)
Equitabilidad	0.77(0.18)	0.85(0.03)	0.87(0.07)	0.86(0.05)	0.91(0.04)	0.81(0.07)
ID	0.30	0.45	0.33	0.30	0.33	0.38

En Alija, la sinergia producida por una variedad estructural grande, los campos de cultivo adyacentes, y la cercanía de núcleos habitados, provoca un ligero aumento de la diversidad invernal frente a los valores primaverales. Se constata la importancia que tienen los medios más productivos en el mantenimiento inver-



nal de las poblaciones de aves. Los bajos valores de riqueza y diversidad de las zonas de mayor altitud, son los típicos para medios con rigores invernales donde los recursos tróficos en invierno son escasos.

Algunas especies en invierno realizan desplazamientos hacia pisos bioclimáticos más propicios, por ejemplo, el Petirrojo, Pinzón, o Camachuelo; se produce por tanto, cierto trasvase de los medios más duros a los más acogedores. Los movimientos altitudinales son una respuesta a la disminución de los recursos tróficos ante el rigor climático, cuya relación con el tamaño de las ornitocenosis invernantes es conocida (Lack, 1966; Fretwell, 1972). Después de una fuerte nevada, petirrojos, acentores y chochines desaparecen en muchos medios, sin duda por desplazamientos a medios más bajos (Alvarez y Purroy, 1993). Carrascal (1988), comprobó este hecho en un pinar subalpino del sistema central; los páridos siguen una pauta diferente: en invierno se reparten bastante uniformemente, haciendo gala de una notable ubicuidad.

El estudio de las **tendencias temporales de los parámetros y composición de la comunidad de aves** en las zonas de estudio, nos muestra como la riqueza no presenta cambios significativos, pero si la diversidad, en el lapso de tiempo considerado. El grupo de especies que muestra cambios es el grupo de especies forestales que muestra un aumento estadísticamente significativo. Este aumento ha sido detectado también por el programa SACRE. En España las aves forestales aumentan, mientras que en Gran Bretaña es conocido el declive de varias aves forestales, sobre todo en frondosas, donde se relaciona con cambios en la estructura vegetal, sobre todo por pérdida de sotobosque en parte debido al ramoneo de los cérvidos (Forestry Commission, 2004). Este fenómeno, al menos por ahora, parece no afectar a las áreas de estudio ni en general al conjunto de las aves forestales en España.

El programa SACRE cita como especies estables: Ánade azulón, Avión común, Bisbita arbóreo, Ceta ruiseñor, Chova piquigualda, Cuco, Curruca mosquitera, Escribano soteño, Jilguero, Lavandera cascadeña, Mirlo acuático y Urraca. (SEO/Birdlife, 2013) y en declive moderado: Busardo ratonero, Camachuelo, Corneja negra, Curruca zarcera, Escribano cerillo, Golondrina, Gorrión común, Lavandera blanca, Martín pescador, Pardillo, Pito real, Verdecillo y Tórtola europea.

SEO/Birdlife (2010), alerta del declive generalizado de especies en los medios agrícolas y medios abiertos relacionados. Destaca el declive moderado entre 1998 y 2009, del 1.5% de especies ligadas a medios agrarios del norte, como la Alondra común, el Jilguero, la Cogujada común y el Serín verdecillo. En nuestro estudio no hemos encontrado un declive estadísticamente significativo del conjunto de aves ligadas a medios agrarios, pero si detectamos la bajada de algunas especies concretas. En los muestreos realizados en el área del Jamuz, áreas con matriz agraria, se observa que tanto el Jilguero europeo, como el Pardillo o el Serín verdecillo, reducen notablemente sus abundancias mientras que el Triguero, Alondra y Cogujada común, directamente desaparecen. En esta zona, se han ido sustituyendo los cultivos, por choperas, y el secano por regadío, lo que sin duda explica la tendencia a la baja de estas especies. Según los mapas de cultivos del MAGRAMA<sup>1</sup> en los términos municipales de Santa Elena de Jamuz y Quintana del Marco han aparecido en los últimos 20 años, 134 Has de choperas

1 <http://www.sig.mapa/siga.es> Consultados en Enero 2013

de repoblación, asentadas sobre antiguas zonas de cultivo y orillas de los ríos, y se han perdido en el mismo periodo el 43% de las tierras de secano existentes.

Según SEO/Birdlife (2010), de las especies citadas, la que más declive muestra es la Alondra común, con un declive aproximado del 5%, entre 1998 y 2009. Se estiman densidades de 38.7 aves/km<sup>2</sup> en cereales de secano y 14.6 aves/km<sup>2</sup> en mosaicos agropecuarios, del piso supramediterráneo. El Serín verdicillo, la Cogujada común y el Pardillo, no se quedan atrás, presentando ambos declives del 3.5% del 1.9% y del 1.7% respectivamente. Estas especies, están más o menos ligadas a zonas cerealistas de secano, ambientes agrícolas variados, o mosaicos agropecuarios, hábitats que han sufrido notables impactos.

En el programa SACIN, equivalente al SACRE en época invernal (SEO/BirdLife, 2012) algunas especies con presencia en riberas aumentan: Chochín, Corneja, Escribano soteño, Estornino negro, Gorrión común, Grajilla, Jilguero, Lavandera blanca, Mirlo, Mosquitero común, Paloma torcaz, Petirrojo, Verdecillo, Pico picapinos, Zorzal charlo y Tórtola turca.

En nuestras riberas, las especies invernales que aumentan y aparecen en la lista de especies más abundantes son, de nuevo especies forestales, como el Petirrojo, el Chochín, el Mirlo, Pinzón, o Mosquitero común. La Tórtola turca también coloniza la zona del Jamuz.

Cabe destacar la aparición de una especie, el Martinete, como especie habitual en época reproductora en el río Bernesga, con una colonia de cría conocida aguas abajo de Alija de la Ribera y otro grupo de nidos en la ciudad de León, cerca de San Marcos. Martí et al. (2003), describen la enorme fluctuación entre años en el número de parejas nidificantes y en el emplazamiento de sus colonias, y que parece estar fundamentalmente condicionada por la variación en los niveles hídricos y, por tanto, en la disponibilidad de alimento (Fernández-Alcázar & Fernández-Cruz, 1991; Voisin, 1991). Según el censo de Ardeidas de SEO/BirdLife de los años 2010 y 2011 (Garrido et al., 2012), esta especie ha tenido en el contexto peninsular un aumento espectacular en los últimos 25 años, con una tasa de incremento del 5.5%, en el periodo 1986-2011, aunque a escala regional, la evolución de la especie no ha seguido un patrón homogéneo. Así, Pinilla et al. (2003), afirman una clara regresión en Castilla y León en los últimos 30 años con un descenso anual del 4% en el periodo 1980-2011.

Los resultados obtenidos a escala local parecen indicar que aunque la población reproductora fluctúa dependiendo de los niveles de agua asociados a las precipitaciones, no sólo a escala local sino de sus cuarteles de invernada (Pinilla et al., 2003; Fasola et al., 2010), la especie se ha favorecido del incremento de la superficie de arrozales en torno a los grandes humedales de las marismas del Guadalquivir y la costa mediterránea. Estos hábitats parecen constituir su principal fuente de alimentación tanto en invernada como en reproducción, en especial por la alta abundancia de cangrejo rojo (Pérez et al., 1991; Palacios y Fernández-Cruz, 1993; Dies et al., 2003). Por otro lado, el declive generalizado en las cuencas fluviales del interior no asociadas a grandes superficies de arrozal puede deberse al desplazamiento por parte de la Garza real, con la que comparte hábitat y que ha experimentado un crecimiento poblacional significativo en esas áreas, como se ha comprobado en otras áreas de Europa (Fasola et al., 2010). La falta de hábitats tan productivos como los arrozales en estas áreas de interior hace que esa competencia sea más intensa, al tener que compartir recursos más limitados que los existentes en las áreas de los grandes humedales mediterráneos y suratlánticos.

## 2.5 CONCLUSIONES

- PRIMERA** La riqueza de la comunidad de aves, tanto en la época reproductora como la invernante, es máxima en las áreas con una estructura más compleja, con mayor índice de diversidad paisajística y riberas más anchas. Sobresalen Alija de la Ribera y Cabanillas con 90 y 74 especies diferentes detectadas, respectivamente, siendo Alija de la Ribera, la única área que acoge prácticamente todas las especies fuertemente ligadas a las riberas.
- SEGUNDA** Confirmamos la tendencia general de la disminución de la riqueza, diversidad y densidad de aves en las riberas de alta montaña, frente a las riberas de zonas más bajas.
- TERCERA** La presencia de Pájaro moscón y Oropéndola en enclaves eurosiberianos por encima de los 1000 metros, pone de relieve, el efecto corredor de los ríos, permitiendo a algunas especies adentrarse en áreas que no les son propias.
- CUARTA** Solo encontramos una correlación entre riqueza y diversidad de aves, en las zonas menos transformadas, Cármenes, Cabanillas y Santa Elena de Jamuz. En las áreas con mayores impactos y debido a las transformaciones del hábitat, el reparto natural de especies se altera, rompiendo esta natural correlación.
- QUINTA** La recuperación de la vegetación ribereña en el área urbana de León en los últimos 20 años, ha llevado aparejada una recuperación de especies de aves propias de la fronda arbustiva y arbórea natural de la ribera.
- SEXTA** Se detecta un aumento significativo de la diversidad de la comunidad aviar entre los años 1994 y 2013, pero no de la riqueza.
- SEPTIMA** Detectamos un aumento estadísticamente significativo de la abundancia del conjunto de especies forestales, mientras que en el conjunto de aves agrícolas no se detectan cambios significativos. Se detecta un drástico descenso del Gorrión común en el área urbana de León tanto en la comunidad reproductora como invernante y se confirma el aumento de especies de Ardeidas en los ríos, como la Garza real y la aparición del Martinete, junto a una notable expansión de la Tórtola turca y otras especies acuáticas como el Cormorán grande.





# **CAPÍTULO 3**

**RELACIONES DE LA COMUNIDAD DE AVES CON EL  
HÁBITAT**





## ÍNDICE CAPÍTULO 3

3.1 Introducción .....	167
3.2 Metodología.....	167
3.3 Resultados.....	171
3.3.1 Análisis de similitud de las comunidades de las áreas de estudio.....	171
3.3.2 Análisis de las relaciones de las comunidades de aves con las características del medio.....	176
3.4 Discusión .....	188
3.5 Conclusiones .....	193

## OBJETIVOS

Analizar las semejanzas y diferencias de las comunidades de aves de las distintas áreas de estudio.

Analizar las variables ambientales más influyentes en la estructura de la comunidad de aves y definir su relación con las similitudes de las áreas de estudio.

Analizar cuales son las variables ambientales más influyentes en la comunidad de aves más ligada a las riberas.



### 3.1 INTRODUCCIÓN

Una vez hemos analizado y descrito la estructura del paisaje y el hábitat en el capítulo uno y las comunidades de aves en el capítulo dos, este capítulo es un capítulo de síntesis, donde nuestro objetivo es investigar y analizar las relaciones entre la comunidad de aves y el hábitat y hacer una valoración de las respuestas que muestran las distintas especies de aves ante los cambios en el mismo. También analizaremos, las semejanzas y diferencias de las comunidades de las distintas riberas estudiadas y compararemos si las comunidades más semejantes o diferentes, tienen una correspondencia con las semejanzas y diferencias en su hábitat y qué variables del mismo, son más o menos determinantes a la hora de conformar la estructura de la comunidad aviar.

Las aves son un excelente modelo de referencia para comprobar ciertas hipótesis sobre la estructura, funcionamiento y dinámica de la biocenosis (Blondel, 1975) por varias razones: no presentan grandes problemas de identificación y son generalmente accesibles por sus manifestaciones; ocupan todos los niveles tróficos y pueden modular su régimen alimentario según las estaciones; se distribuyen en las tres dimensiones del espacio, lo que sirve para evaluar la importancia de la dimensión vertical de los hábitat; se pueden encontrar en todos los medios y son buenos indicadores ecológicos, por su sensibilidad al hábitat; finalmente su movilidad les permite reaccionar instantáneamente a las alteraciones del medio. Hace décadas que se investiga sobre las relaciones entre la distribución y abundancia de las aves y las 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 el hábitat (Osborne, 1984; Tellería et al., 1988; Green et al., 1994; Fuller et al., 1997; Pain y Pienkowski, 1997).

Investigaciones clásicas, ya indicaban que la diversidad de especies estaba directamente relacionada con el grado de complejidad estructural de la vegetación, pudiendo esta ser una variable ecológica fundamental (Blondel et al., 1973; Blondel & Cuvillier, 1977; Bibby et al., 1993). La vegetación constituye, respecto a las aves, el mejor integrador de las variables ecológicas del medio; de entre los factores que influyen al ave cuando escoge su hábitat para nidificar, la fisonomía y la forma de la vegetación tienen un papel preponderante, pasando los criterios florísticos a un segundo plano (Blondel et al., 1973; Delahaye et al., 2010).

### 3.2 METODOLOGÍA

El análisis de los datos se ha abordado fundamentalmente desde metodologías multivariantes. Se han utilizado cinco técnicas que relacionan las comunidades de aves con el hábitat desde distintos puntos de vista. Utilizamos análisis factorial de correspondencias (AFC), análisis de cluster para realizar dendrogramas, análisis de la varianza (ANOVA), para comprobar el grado de similitud y/o detectar diferencias de las comunidades de aves y técnicas de regresión lineal y análisis canónico de correspondencias (ACC), para analizar relaciones de las comunidades de aves con las variables del hábitat.

Descriptores de la Comunidad de Aves	Descriptores del Hábitat	Análisis
Parámetros comunitarios	Variables ambientales	Regresión lineal
	Áreas de estudio	ANOVA
Composición de la comunidad	Variables ambientales	ACC
	Áreas de estudio	Dendrogramas y AFC

**El análisis de la varianza (ANOVA)**, se realizó con el programa SPSS y con PAST. Se han utilizado los datos de 1994/1995 por tener mayor número de réplicas (entre 7 y 10); adoptamos un nivel de significación del 0.05. Se confirma la homocedasticidad de las varianzas mediante la prueba F-Max de Hartley y el test de Levene; y la normalidad mediante un test de Kolmorov; en los casos necesarios se hace una transformación logarítmica de los datos; no obstante cierto alejamiento de la normalidad no es muy problemático (Barón López, 2000). Mediante este análisis comprobamos si existían diferencias significativas de los parámetros ecológicos (diversidad y riqueza) de las comunidades de aves en las distintas áreas de estudio y entre la primera fase del estudio y la segunda.

**El análisis de Cluster (agrupamiento)**, se ha hecho con el programa CAP (Community analysis package, 2004). La representación de la diversidad Beta, se obtiene a través de un análisis cluster, basándose en una matriz con los índices de similitud, entre cada uno de los pares de estaciones. El análisis va agrupando las muestras según su similitud; las dos localidades más similares se combinan para formar un grupo único. Y así sucesivamente hasta obtener una representación gráfica en forma de dendrograma. Los índices de similitud miden la diversidad Beta, (Whittaker, 1970); nos informan cuanto son diferentes o similares una serie de hábitats o de muestras en términos de variación (y en algunas ocasiones de abundancia), de las especies encontradas en ellos. Una aproximación común a la diversidad Beta, es comparar la composición de las especies de la comunidad, y analizar el grado de similitud entre las diferentes muestras usando técnicas estandarizadas de ordenación. Existen varios índices de similitud, algunos más utilizados que otros. En una evaluación realizada por Smith (1986), se comprueban las técnicas cualitativas y cuantitativas y concluye que la presencia/ausencia (cualitativo), generalmente es menos satisfactoria que las técnicas cuantitativas. En este estudio (ver recuadro), utilizamos Índice de Sorensen (Southwood, 1978; Janso y Vegelius, 1981), como índice cualitativo, probado como uno de los que da mejores resultados y como índice cuantitativo se usa el índice de Bray y Curtis (1957); Wolda (1981), investigó diversos índices cuantitativos y halló que todos excepto uno, el de Morisita-Horn, estaban fuertemente influenciados por la riqueza de especies y el tamaño muestral. Sin embargo el índice de Morisita, está influenciado por la abundancia de la especie más común. Finalmente, decidimos utilizar el índice de Bray-Curtis, por la amplitud de su uso cuando se tratan datos de abundancias. A partir de estos índices se hace una matriz de disimilaridad a partir de la cual se construyen los dendrogramas.

El análisis de “cluster” se ha hecho por separado para las comunidades invernantes y reproductoras. Las comunidades invernantes, son más cambiantes

que las reproductoras, ya que están muy influenciadas por factores esporádicos, como pueden ser nevadas, olas de frío, fugas de tempero. El vagabundeo de la avifauna durante la época rigurosa implicaría distribuciones menos uniformes (Tramer, 1969); las olas de frío de alguna región centro-europea puede originar las clásicas fugas de tempero (Bernis, 1966; Elkins, 1983); por esta razón, consideramos que los datos de las comunidades reproductoras son más significativos a la hora de relacionar la avifauna con la estructura del hábitat en primavera la estructura vegetal resulta preponderante para la avifauna (Blondel et al., 1973), mientras que durante la época invernal no depende tanto de este factor (Bilcke, 1984; Carrascal et al., 2002) acudiendo los invernantes a los medios más productivos; cuando en un determinado medio en invierno la productividad escasea, conviene observar la productividad en áreas más o menos próximas para analizar la composición de la comunidad y su ligazón con el hábitat.

$$\text{Sorensen } C_s = \frac{2j}{(A+B)}$$

J es el número de especies comunes en las dos localidades

A es el número de especies de la localidad A

B es el número de especies de la localidad B

Este índice está diseñado para ser igual a 1 en casos de similaridad completa y cero en casos de similaridad nula. Al ser un índice de presencia/ausencia, todas las especies tienen igual peso en la ecuación, con independencia de si son abundantes o raras.

Esta consideración ha conducido al desarrollo de una serie de medidas de similaridad que tengan también en cuenta los datos cuantitativos (Southwood, 1978). Tal vez la medida más usada es la versión del índice de Sorensen modificada por Bray y Curtis (1957).

#### Cuantitativo de Sorensen o índice de Bray-Curtis

$$C_n = \frac{2jN}{(a_N + b_N)}$$

$a_N$  es el número total de individuos en la estación A

$b_N$  el número total de individuos en la estación B,

$jN$  es la suma de las abundancias menores de las especies halladas en ambas localidades.

**El Análisis factorial de correspondencias** se ha realizado con el programa CAP (Community analysis package, 2004). Esta técnica fue desarrollada por Benzécri en 1973; es un método de reducción de variables, aplicable a variables no métricas, variables cualitativas o nominales. Es, en cierto modo, un análisis de componentes principales aplicable a variables categóricas, para las que habrá que definirse una distancia apropiada. Este método de ordenación utiliza un algoritmo similar al de “chi cuadrado” y ordena las observaciones y variables de acuerdo con la distancia al “vecino más próximo” suministrada por el algoritmo



empleado. Los ejes o tendencias de variación independientes que resultan, permiten representar simultáneamente en un mismo espacio factorial las observaciones y las variables permitiendo distinguir grupos de observaciones, grupos de variables y grupos de observaciones variables (Cuadras, 1981; Abraira, 1996; Legendre et Legendre, 1979). Se trata de obtener una representación de las filas y columnas que ponga de manifiesto las relaciones existentes tanto dentro como entre ambos conjuntos. Esta representación se hace en base a dos ACP uno sobre las filas y otro sobre las columnas. Se asumen factores no observables que relacionan las variables. Una vez hecho el análisis, se puede tratar de identificar estos factores. Como en el análisis de componentes principales, hay que tomar una decisión sobre el número de factores a retener, para lo que hay distintos criterios. La representación se basa en proyecciones de nubes referidas a sus ejes factoriales; por un lado podemos ver una nube de puntos de las filas y por otro lado una nube de puntos de las columnas y también podemos hacer una representación simultánea para ver una representación gráfica de ambos. Además este análisis permite encontrar el conjunto de individuos de mayor importancia en la ligazón entre las variables cualitativas explicada por cada eje principal a través del índice de contribución. Para poder interpretar los ejes determinados en el análisis de correspondencias será necesario calcular las contribuciones absolutas (que expresan la proporción de la variabilidad explicada por un factor debida a un elemento), y las contribuciones relativas o correlaciones entre cada elemento y cada factor, (que expresan la contribución de un factor en la explicación de la dispersión de un elemento). A través de la contribución absoluta será posible determinar qué variables son las responsables de la construcción de un factor. Por otra parte, las contribuciones relativas permiten determinar qué características son exclusivas de cada factor.

Este análisis se hace sobre una matriz de datos cuantitativos, basados en el IKA de las diferentes especies; por recomendación del método de trabajo, de la matriz original, se suprimen todas las especies que tienen un valor de IKA de menos de 2, ya que el trabajar con un número muy elevado de especies, resta claridad al análisis. Por tanto las especies raras o accidentales, quedan excluidas del análisis; finalmente se trabaja con 59 especies en época reproductora de los años 1994 y 1995 y 12 muestras en las seis áreas de estudio.

Los **modelos de regresión lineal** se han realizado con el programa PAST, utilizando modelos con función lineal, previa comprobación de la relación lineal y de la normalidad. El análisis se ha realizado con los datos de aves de la primera fase del estudio porque hay más réplicas y las variables de estudios del paisaje son más cercanas a esa fase. Se ha usado un nivel de significación de (0.05). El objetivo del análisis es detectar cuales son las variables del hábitat más influyentes en los parámetros ecológicos de la comunidad aviar (riqueza y densidad). Seleccionamos como variables independientes aquellas variables del hábitat que se mostraron más significativas en el análisis de componentes principales realizado en el capítulo 1, la altitud, el índice ombrotérmico, el índice de diversidad del paisaje (SIDI), la densidad de parches (PD) y el radio de giro de los fragmentos (GYR) y como variables dependientes la riqueza y la densidad de la comunidad de aves. Considerando que la variable X no está controlada por el observador, se realiza una recta de ajuste alternativa denominada modelo 2

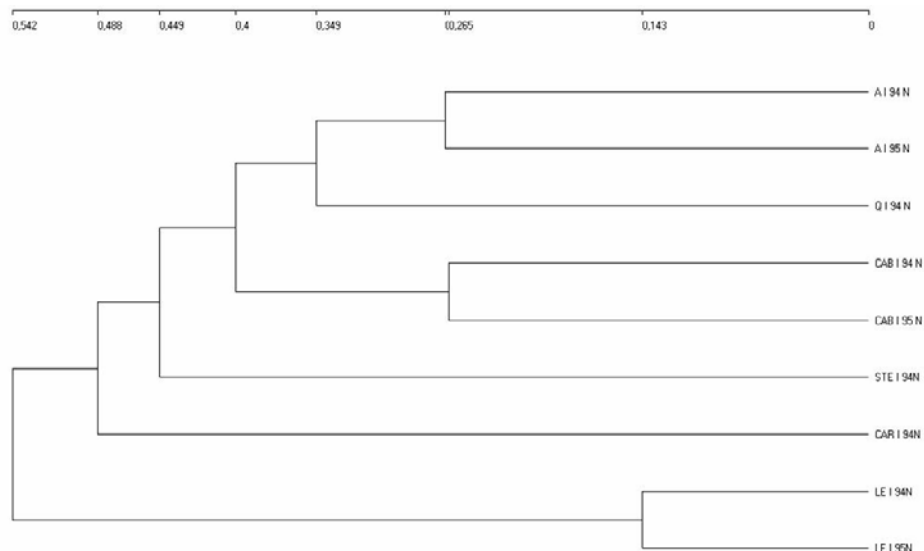
(Sokal y Rohlf, 1969), conocida como regresión del eje mayor reducido (RMA), opción ofrecida por el programa PAST que hemos utilizado.

Finalmente se usa **análisis canónico de correspondencias (ACC)**. El ACC es un método multivariante que integra abundancias de aves, variables ambientales y diferentes ubicaciones y permite representarlas en un mismo cuadro de referencia; es similar a un análisis factorial pero hace más énfasis en relacionar con qué variables se relacionan las especies. Este método no da buenos resultados cuando las variables ambientales están correlacionadas y dan información redundante, por eso hemos tenido en cuenta en la selección de variables los resultados del Análisis de Componentes principales, seleccionando aquellas que daban más información y teniendo en cuenta que la información no fuera redundante. El análisis se ha hecho con CANOCO versión 4.5A (Ter Braak, 2003) y con PAST.

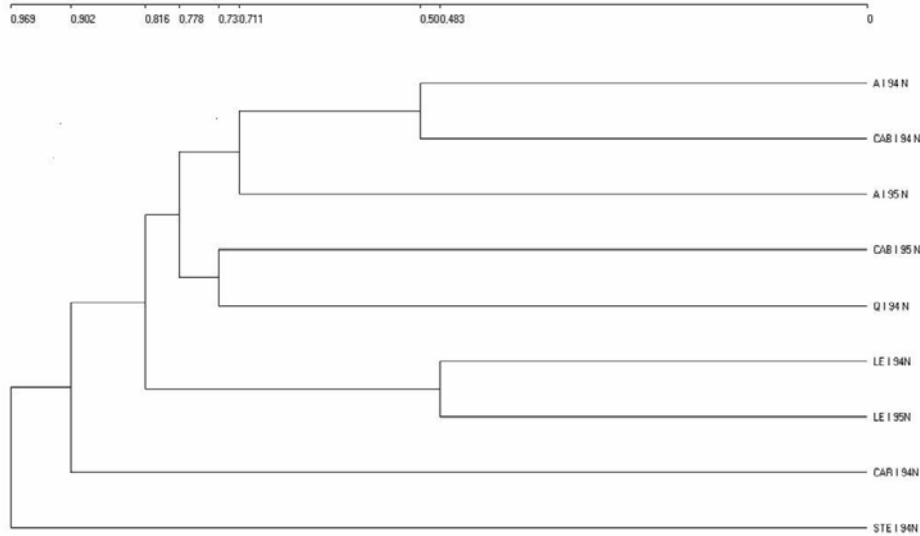
### 3.3 RESULTADOS

#### 3.3.1 ANÁLISIS DE SIMILITUD DE LAS COMUNIDADES DE LAS ÁREAS DE ESTUDIO.

A continuación exponemos los dendrogramas obtenidos en el análisis de cluster. Las abreviaturas corresponden a las comunidades de las seis áreas estudiadas, invernantes (I) o reproductoras (R) y el año del muestreo (94 ó 95). La N significa que las abundancias están normalizadas, referidas por kilómetro (IKA). Las áreas se representan por las siguientes abreviaturas: León (LE), Cañanillas (CAB), Alija (A), Santa Elena (STE), Quintana (Q), Carmenes (CAR).



Gráfica 3.1 Dendrograma basado en el índice cualitativo de Sorensen. Comunidades invernantes.



Gráfica 3.2. Dendrograma basado en el índice cuantitativo de Bray Curtis. Comunidades invernantes

Si analizamos los dendrogramas 3.1 y 3.2 de las comunidades invernantes, observamos que las comunidades que son del mismo lugar, aunque en diferentes años, son las más afines para datos cualitativos. Alija, Quintana y Cabanillas son las más similares y las más diferentes León y Cármenes, que son zonas con características diferenciales importantes, Cármenes por la altitud y menor disponibilidad de recursos tróficos y León por ser un área con una matriz urbana, con mayores recursos tróficos, siendo ambos (altitud y recursos), prescriptores destacados de cara a la composición de las comunidades de aves, en época invernante.

Del análisis de los dendrogramas pertenecientes a la época reproductora, figuras 3.3 y 3.4, las agrupaciones difieren de las invernantes; en este caso el agrupamiento según presencia/ausencia, se hace entre Alija, Santa Elena y Quintana, que tienen como denominador común una matriz agraria, aunque su bosque de ribera sea muy diferente; de hecho en el estudio de paisaje también se muestran como las áreas más similares; con menor similitud León y Cármenes. Las agrupaciones realizadas con el índice cualitativo de Sorensen en época reproductora se ajustan perfectamente a las similitudes de la estructura del paisaje de las áreas.

En el dendrograma cuantitativo los agrupamientos cambian, y en este caso la agrupaciones coinciden con el índice de diversidad del paisaje de cada una de las áreas, por lo que se puede decir que los agrupamientos se hacen por un gradiente de diversidad del hábitat; así los medios más complejos y más diversos se agrupan, quedando León, Quintana y Santa Elena, separados del resto. La comunidad más diferente de todas es la comunidad de la ciudad de León, que es netamente diferente del resto, tanto en invierno como en verano, dado su carácter urbano.

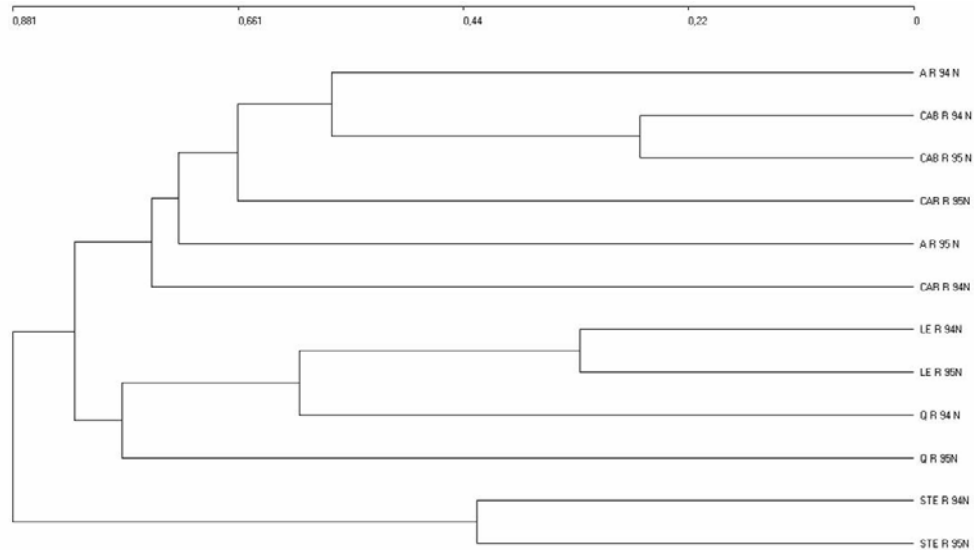
Estos datos indican que aunque en cada zona haya ciertas especies concretas, ligadas al medio estrictamente ripícola, la comunidad de aves en su conjunto, está determinada por las características generales del área que circunda al río y no tanto por las características del bosque de ribera. Las comunidades de aves forestales están determinadas por un gran número de factores que incluyen la posición geográfica de los bosques, las características de los ambientes circundantes, el estadio de desarrollo de los árboles y el subvuelo, el aporte de nidales, el pastoreo (Wiens, 1989; Santos et al., 2010).

En la tabla 3.1 se presentan los unidades de paisaje con más superficie en cada zona y comprobamos que las áreas con comunidades de aves reproductoras más similares en composición, son las que tienen unidades de paisaje dominantes similares, quedando las características del hábitat ripícola en un segundo plano.

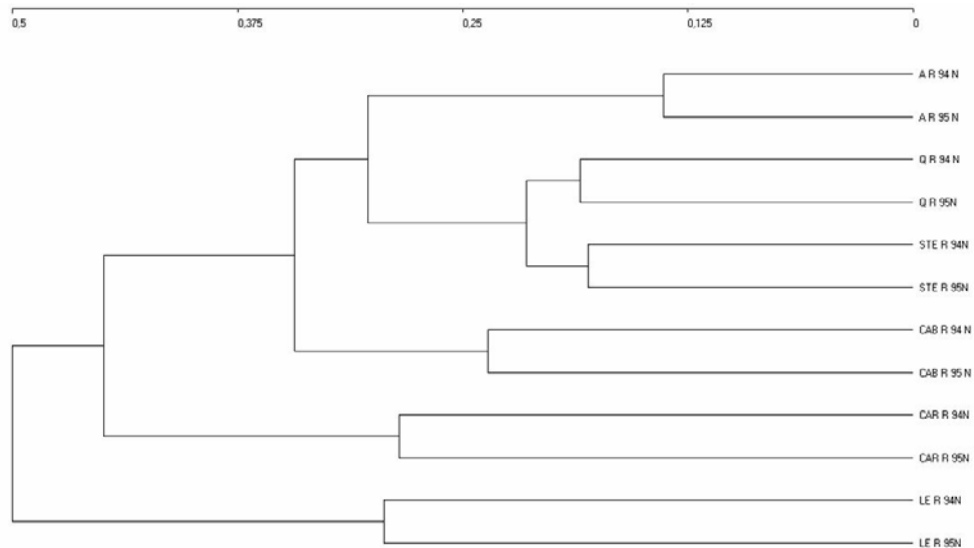
Tabla 3.1 Hábitats dominantes (%) en cada área de estudio

Lugar	% Unidades de paisaje 1	% Unidades de paisaje 2
ALIJA	Cultivos (32.04)	Graveras (22.50)
CABANILLAS	Prados_Sebes (32.77)	Pastizal (23.20)
CARMENES	Pastizal (59.25)	Prados (13.93)
LEON	Urbano (71.98)	Río-Ribera (13.24)
QUINTANA	Cultivos (64.90)	Choperas jóvenes (18.03)
SANTA ELENA	Cultivos (85.81)	Choperas (6.11)

Alija, Quintana y Santa Elena basan su similitud en el conjunto de especies típicas de áreas de cultivo, que constituye el paisaje dominante de estas zonas. Además Alija y Quintana, acogen un conjunto de aves acuáticas y limícolas, exclusivas de estas áreas como Gallineta de agua, Chorlitejo chico, Agachadiza común, Chocha perdiz, Andarríos grande y chico, Avefría, Zampullin, Focha, Archibebe ; además de algunas especies de aves palustres, como Carricero común y tordal exclusivas de carrizales de Alija y Quintana, o aves de campos de cultivo como Tórtola común, Totovía, Bisbita campestre, Tarabilla común o Collalba gris, que solo aparecen en entornos agrícolas, marcando una diferencia importante con Cabanillas donde ninguna de estas especies aparece. León se desmarca del resto de áreas, por el conjunto de especies típicas del entorno urbano circundante como el Vencejo común o el Gorrión común y Cármenes presenta especies típicas de montaña, como los bandos de Chovas piquigualdas que aparecen en invierno son exclusivos de este área.



Gráfica 3.3 Dendrograma basado en el índice cuantitativo de Bray Curtis. Comunidades reproductoras



Gráfica 3.4 Dendrograma basado en el índice cualitativo de Sorensen. Comunidades reproductoras.

A través del análisis de la varianza (ANOVA), comprobamos si existen diferencias significativas entre los parámetros ecológicos (diversidad y riqueza) de las comunidades de aves de las distintas zonas de estudio. Las comparaciones en época invernante no mostraron diferencias significativas; si lo fueron en época reproductora tanto para la riqueza ( $n=7-10 F_{(5,42)} = 24.55, p<0.001$ ) como para la diversidad ( $n= 7-10 F_{(5,42)} = 11,61 p<0.001$ ). Al detectar diferencias significativas, realizamos las pruebas post-hoc con SPSS y el test de Scheffé, que tiene en cuenta el diferente número de réplicas. Los resultados se recogen en las siguientes tablas:

Tabla 3.2 Resultados de ANOVA para la riqueza.

P > 0.05 (NS) Diferencias no significativas;  
 P < 0.05 \* Diferencias poco significativas  
 P < 0.01 \*\* Diferencias significativas  
 P < 0.001 \*\*\* Diferencias muy significativas

	ALIJA	CABANILLAS	LEON	CÁRMENES	SANTA ELENA	QUINTANA
ALIJA		NS	***	***	*	NS
CABANILLAS				NS	NS	NS
LEON		*		NS	*	***
CARMENES					NS	*
SANTA ELENA						NS
QUINTANA						

Observando los subconjuntos homogéneos derivados del ANOVA, con el test de Scheffé, podemos observar que León y Cármes forman el primer subconjunto de áreas, menos ricas que el resto, y Alija y Quintana muestran el subconjunto de comunidades más ricas. En un nivel intermedio de riqueza se forman otros dos subgrupos homogéneos (Cármes-Santa Elena-Cabanillas) y (Santa Elena-Cabanillas-Quintana) solapándose Cármes con el primer subgrupo y Quintana con el último subgrupo.

Tabla 3.3 Resultados de ANOVA para la diversidad.

P > 0.05 (NS) Diferencias no significativas  
 P < 0.05 \* Diferencias poco significativas  
 P < 0.01 \*\* Diferencias significativas  
 P < 0.001 \*\*\* Diferencias muy significativas

	ALIJA	CABANILLAS	LEON	CARMENES	SANTA ELENA	QUINTANA
ALIJA		NS	***	NS	NS	NS
CABANILLAS			**	NS	NS	NS
LEON				***	***	***
CARMENES					NS	NS
SANTA ELENA						NS
QUINTANA						

En cuanto a la diversidad los valores del parámetro son más homogéneos. Solo encontramos diferencias significativas con el área de León, que muestra diferencias con el resto de áreas; al observar los subconjuntos creados, comprobamos que León forma un subconjunto aislado con el resto, no solapándose con ninguna de las áreas.



### 3.3.2 ANÁLISIS DE LAS RELACIONES DE LAS COMUNIDADES DE AVES CON LAS CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO.

Abordamos el estudio de las relaciones de las comunidades de aves y las variables ambientales a través del análisis de regresión lineal y del Análisis Factorial de Correspondencias (AFC).

Los análisis de regresión lineal realizados (Tabla 3.4), mostraron que de todos los parámetros medidos la altitud es el que tiene mayores efectos, mostrando incrementos negativos sobre todos los parámetros ecológicos medidos, tanto en época reproductora como invernante, siendo el efecto más marcado en época invernante, explicando el 24% de la varianza de la densidad y el 30% de la varianza de la riqueza mientras que en época reproductora solo fue el 16%; de hecho la altitud fue el único parámetro que mostró resultados significativos en época invernante.

Tabla 3.4. Resultados de la regresión lineal con la densidad y riqueza de aves y las variables del hábitat: altitud, índice ombrotérmico (IO), índice de diversidad del paisaje (SIDI) y radio de giro de los fragmentos (GYR); solo se dan las F (con su signo) de las variables con efectos significativos.

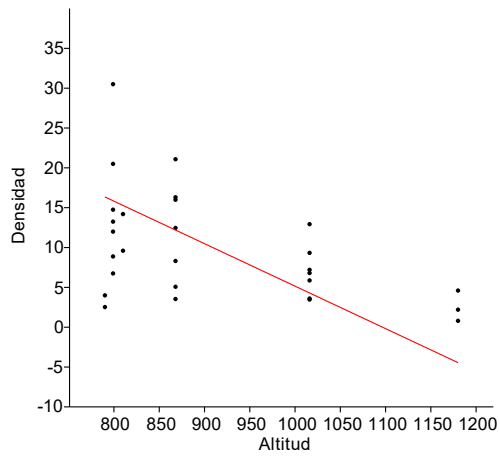
	Riqueza primaveral				Densidad primaveral		
	d.f.	R2	F	P	R2	F	P
Altitud	1,48	0.16	-8.88	0.004	0.16	-9.05	0.004
IO	1,48				0.082	-4.12	0.048
SIDI	1,48	0.12	6,35	0.015			
GYR	1,48	0.12	6,60	0.014			

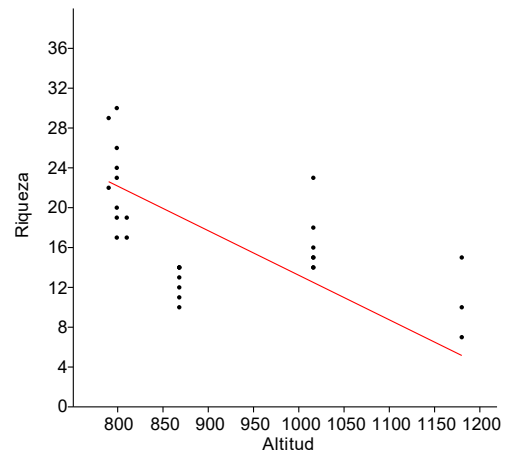
	Riqueza primaveral				Densidad primaveral		
	d.f.	R2	F	P	R2	F	P
Altitud	1,26	0,30	-11,22	0,0024	0,24	-8,18	0,0081

Por el contrario en época reproductora otros factores como el índice ombrotérmico, el índice de diversidad del paisaje y el radio de giro de los fragmentos mostraron efectos sobre los parámetros ecológicos, débil y negativo el índice ombrotérmico sobre la densidad primaveral, y un poco más fuerte y de signo positivo el índice de diversidad del paisaje (SIDI) y el radio de giro de los fragmentos (GYR), sobre la riqueza reproductora (Tabla 3.4 y figuras 3.5 y 3.6). De cualquier modo la varianza absorbida es modesta, no sobrepasando el 12% en ambos casos.

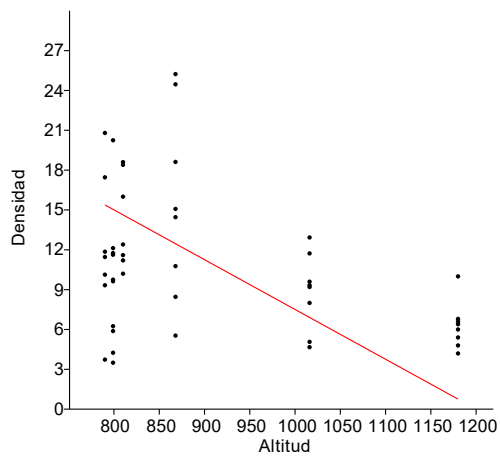
Densidad invernante ( $r = -0.49$ )



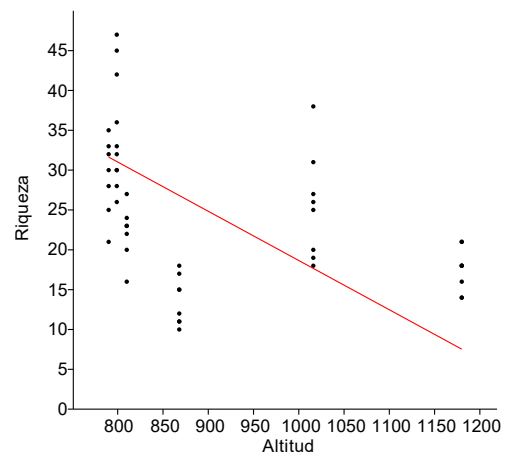
Riqueza invernante ( $r = -0.55$ )



Densidad reproductora ( $r = -0.405$ )

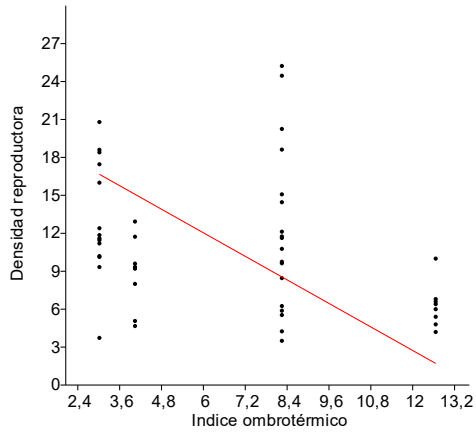


Riqueza reproductora ( $r = -0.402$ )

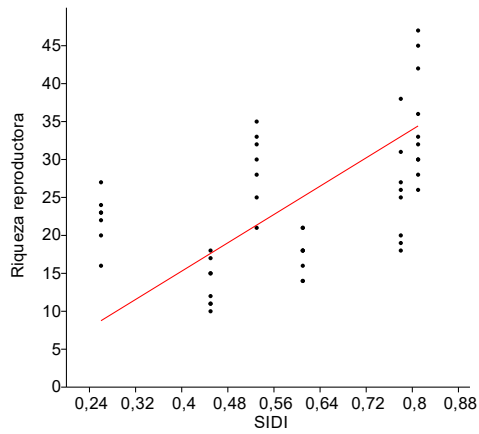


Gráfica 3.5. Relaciones significativas entre la altitud (eje X) y los parámetros de las comunidades de aves (eje Y).

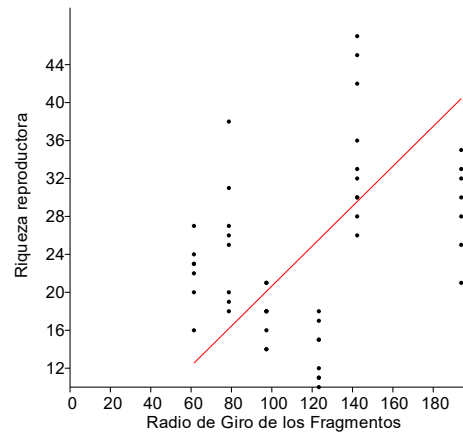
## Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios



Indice ombrotérmico (eje x) y densidad reproductora (eje y) ( $r = -0.29$ )



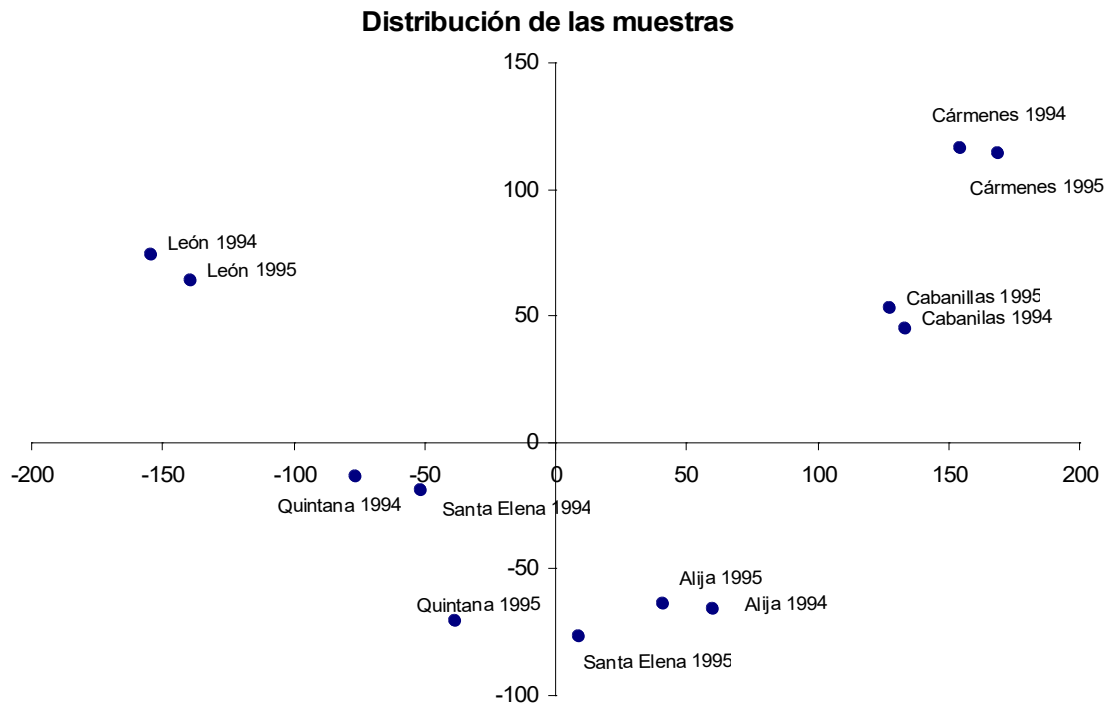
SIDI (eje x) y riqueza reproductora (eje y) ( $r=0.35$ )



GYR (eje x) y riqueza reproductora (eje y) ( $r=0.35$ )

Gráfica 3.6 Relaciones significativas entre factores del hábitat (eje X) y los parámetros de las comunidades de aves (eje Y).

El análisis de la relación de las diferentes especies con los diferentes transectos (y de manera indirecta sobre sus características ambientales), se aborda a través de un análisis factorial de correspondencias. En la figura 3.7 se muestra la proyección de las áreas de estudio (muestras) en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias.



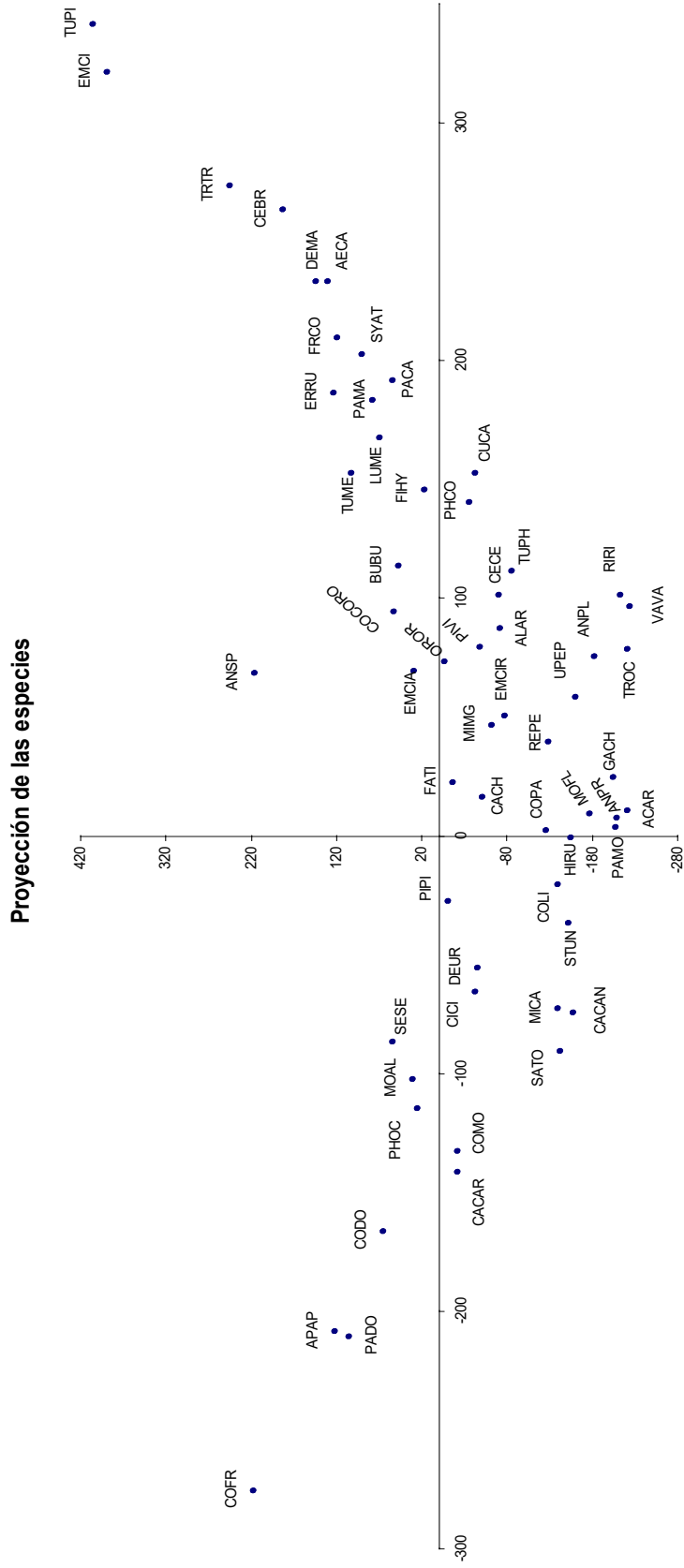
Gráfica 3.7 Posición de las muestras en relación a la comunidad reproductora de aves de los años 1994 y 1995 según el análisis factorial de correspondencias.

En este método se asumen factores no observables que determinan las proyecciones y que tenemos que interpretar; así el primer eje del análisis (eje x), lo interpretamos como un gradiente de naturalidad del hábitat, estando León en el extremo negativo, como una zona urbana, Quintana del Marco se agrupa con Santa Elena y Alija, representando zonas con cultivos y en el extremo positivo Cabanillas y Cármenes, áreas más naturales y menos transformadas, con predominancia de zonas de prados y sebes en el fondo del valle y laderas con vegetación herbácea o matorral en los laterales. Este eje absorbe un 51.17% de la varianza; el eje vertical, que absorbe un 30.3% de la varianza, parece recoger el gradiente de variables geográficas, estando en el extremo positivo Cármenes como zona de mayor altitud, única área del dominio eurosiberiano, y en el negativo Santa Elena y Quintana como zonas de menor altitud y típicamente mediterráneas.

En la figura siguiente 3.8 se representan la posición de las especies en el plano formado por los dos primeros ejes en el AFC. Observando ambas figuras en conjunto para relacionar especies y muestras, vemos como a la comunidad de León, están ligadas las especies antrópicas, Vencejo, Paloma torcaz y bravía, Gorrión común y córvidos (Graja, Grajilla y Urraca común), son las especies que determinan la comunidad.

En el primer cuadrante donde se sitúan Cármenes y Cabanillas, un grupo de especies forestales, son determinantes en la comunidad, formada por Carbonero común, Herrerillo común, Agateador común, Curruca capirotada, Mosquitero común/ ibérico, Pico picapinos, Cuco europeo, especies ligadas fundamentalmente al estrato arbóreo, y otros insectívoros de suelo y de hierbas y arbustos como Mirlo común, Chochín común, Petirrojo europeo, son las especies que aparecen más ligadas en el análisis. Solo el Pinzón vulgar, granívoro de suelo aparece ligado a estas dos áreas; las dos especies más ligadas al área de Cármenes son el Zorzal real (que se detecta en grandes cantidades en paso primaveral tardío), aunque es una especie invernante y el Escribano cerillo, de dominio eurosiberiano; llama la atención como de las especies más ligadas a las riberas, solo el Ruiseñor común aparece ligada a estas dos áreas, que tienen riberas en buen estado de conservación. Esto puede deberse a que en el dominio del bosque caducifolio, no se perciben fuertes contrastes entre la avifauna del soto y sus alrededores (Sterling Carmona, 1996), que sí se perciben en ambientes mediterráneos, donde el soto actúa como refugio higrófilo. En Cármenes y Cabanillas las especies ripícolas están repartidas por toda el área.

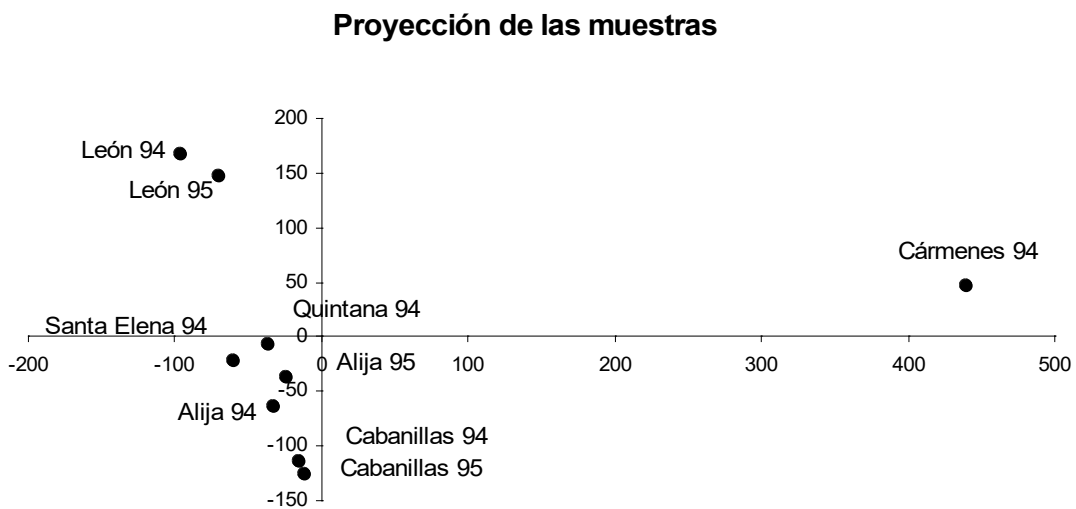
En la parte inferior del gráfico, donde se sitúan Santa Elena, Quintana y Alija de la Ribera, aparecen especies principalmente granívoras ligadas a zonas de cultivo como Tarabilla común, Pardillo, Escribano triguero, Serín verdecillo e insectívoros estivales como Aviión común, Golondrina común y un grupo de aves ripícolas, como el Aviión zapador, la Oropéndola, el Escribano soteño, la Gallineta común, reforzando la teoría apuntada en el apartado anterior. En estas zonas de ambiente mediterráneo y entorno de zonas de cultivo, hay mucho más contraste entre el soto y los alrededores, apareciendo en la muestra tanto especies ripícolas como especies de las zonas de cultivo circundantes poniendo de relevancia la naturaleza ecotonal del soto.



Gráfica 3.8 Proyección de las especies de aves sobre el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias. La comunidad de aves representada es la comunidad reproductora de los años 1994 y 1995. Las especies a la que corresponde cada abreviatura está en el anexo IV



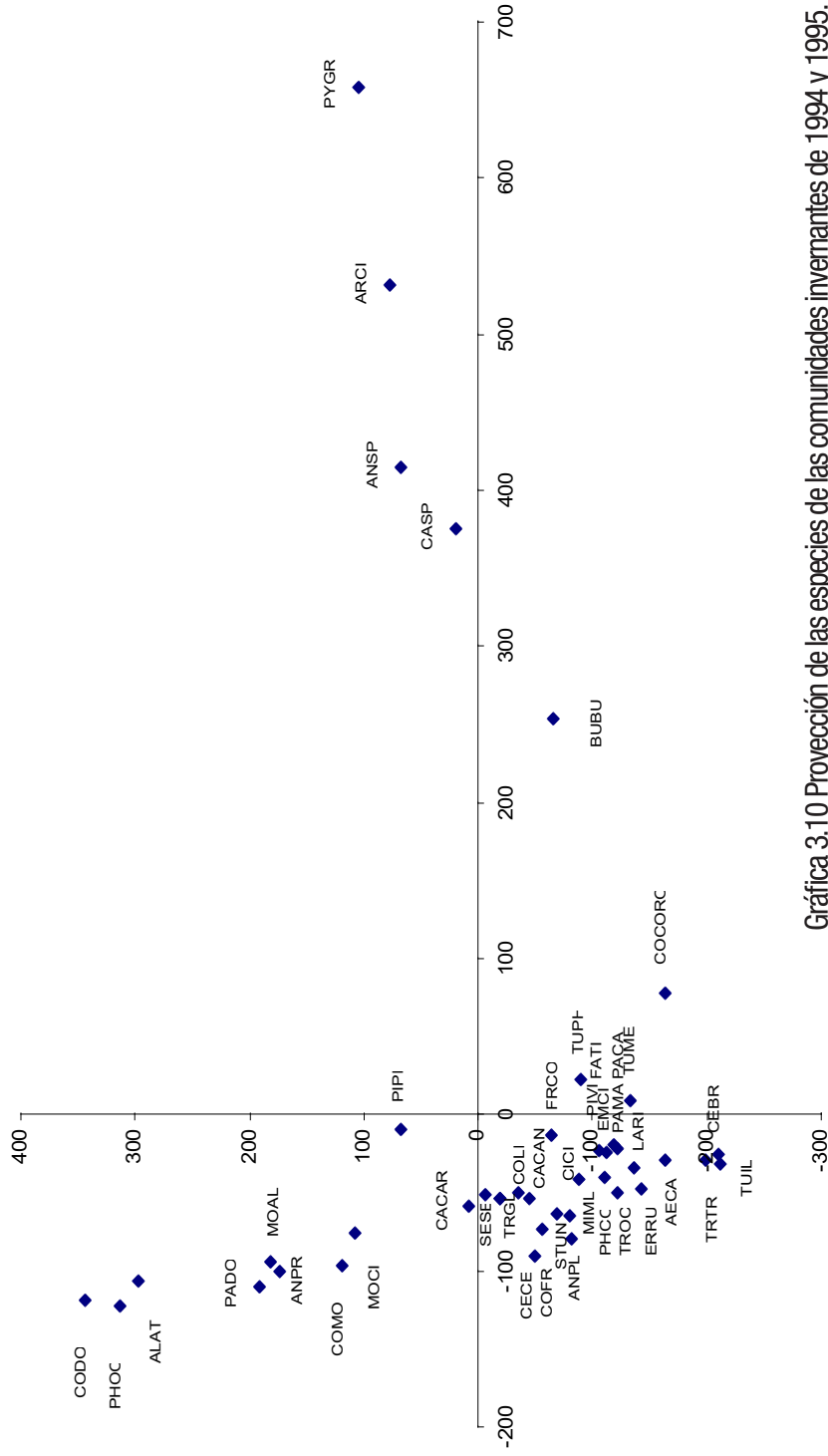
En el estudio de las comunidades de invierno (figura 3.9), el eje X, parece representar una combinación de factores climáticos y geográficos, marcado fundamentalmente por la altitud, ya que Cármenes está claramente frente al resto. Es la única localidad estudiada situada en la región biogeográfica Eurosiberiana, perteneciendo el resto a la región Supramediterránea. El eje Y, podría representar un gradiente de complejidad de la estructura del hábitat siendo León el menos natural y Cabanillas, el más complejo y menos transformado, por tanto se repite el patrón observado para las comunidades reproductoras. Por la posición de Cármenes, muy alejada del resto, mientras que en la proyección de primavera no lo está tanto, refuerza la idea de que los factores geográficos, determinan más las comunidad en invierno que en verano.



Gráfica 3.9 Proyección de las muestras en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis, con las comunidades invernantes del 1994 y 1995.

En la figura 3.10 se representa la proyección de las especies correspondientes a este análisis. Podemos definir tres grupos de especies; por un lado ligadas a Cármenes (1180 m s.n.m.), especies alpinas como la Chova piquirroja y el Bisbita alpino que en invierno bajan a los valles, la Garza real y el Jilguero lúgano que acude a comer las semillas de los alisos del soto; por otro lado, las especies más antrópicas, ligadas a León, son casi las mismas que en época reproductora a excepción de estivales, Paloma bravía, Colirrojo tizón, Gorrión común, Grajilla común, Lavandera blanca y Bisbita común, y finalmente el grupo más numeroso de especies, formando un grupo más o menos homogéneo ligado al resto de zonas, formado por algunos granívoros que comen en los rastrojos de los cultivos, Pinzón, Escribano soteño, Pardillo, Verdecillo, y algunas acuáticas invernantes, Ánade azulón, Andarríos bastardo y Andarríos grande; y algunas especies forestales, que aparecen ligadas a Cabanillas como el grupo formado por Chochín, Agateador europeo y Zorzal alirrojo; los paseriformes forestales que encontramos en invierno son fundamentalmente insectívoros que se alimentan en la hojarasca, la corteza y las hojas de árboles perennifolios y comedores de frutos en el suelo o en las copas, dependiendo de la cosecha del otoño (Álvarez y Purroy, 1993).

# Proyección de las especies



Gráfica 3.10 Proyección de las especies de las comunidades invernales de 1994 y 1995.

A pesar de que los censos están realizados a la orilla del río, las especies ripícolas que encontramos no son dominantes en la comunidad. Escribano soteño, Cetia ruiseñor, Garza real, Ánade azulón, Martín pescador, Pito real y Lavandera cascadeña aparecen junto con varias especies no estrictamente ripícolas, poniendo de nuevo en evidencia la naturaleza ecotonal del soto también en invierno.

Para determinar cuales son las variables ambientales más influyentes para cada especie, realizamos un análisis de correspondencias canónicas; en un primer momento se hizo el análisis canónico solo con 6 muestras correspondientes a las seis áreas de estudio, 15 variables ambientales geográficas, climáticas y de estructura vegetal y los IKA medios de las especies de aves de la comunidad reproductora del año 1995, pero los resultados no fueron estadísticamente significativos; el primer eje estuvo muy relacionado con la cobertura vegetal aérea (medida en foto aérea), con los metros de ribera y la cobertura de los árboles medida "in situ", y explicó el 38% de la varianza de los datos de las especies, aumentando hasta el 65.6% con el segundo, altamente correlacionado con el IM3, el índice QBR y la cobertura de los arbustos medida "in situ" siendo los valores de los "eigenvalues" del 0.47 y 0.34, respectivamente; pero al hacer el test de permutaciones de Montecarlo para comprobar la significación se muestra que tanto el primer eje ( $F=0$   $p=1$ ) como el de la ordenación global ( $F=0$   $p=1$ ) dan como resultado que los datos no son significativos, además de ponernos en alerta de que el número de variables y de especies superan al de muestras y que varias variables ambientales están correlacionadas y dan información redundante, lo cual es un problema porque no es posible distinguir el poder explicatorio de las variables alternativas en un modelo cuando están altamente correlacionadas. En resumidas cuentas los datos extraídos del análisis no pueden ser considerados válidos al no ser estadísticamente significativos.

Los resultados de un ACC son tanto mejores cuando el número de muestras es alto, hay pocas variables y poca especies, así que cambiamos el enfoque del análisis para adaptar a esta realidad los datos de los que disponíamos.

Se decidió enfocar el análisis a la comunidad ripícola para analizar qué variables ambientales son más influyentes para las aves más ligadas a las riberas; así seleccionamos para el análisis las 11 especies de paseriformes consideradas ripícolas, a excepción del Avión zapador que por su carácter gregario y estar ligado a taludes, nos distorsionaría los resultados. Seleccionamos la comunidad reproductora del año 2013, ya que varias de estas especies son estivales; metimos en el análisis algunos censos del 1995, para equilibrar el número de muestras de cada área, solo de aquellas áreas donde se ha observado que no ha habido cambios en la estructura del hábitat en el periodo considerado. Las variables ambientales de estructura de vegetación son datos tomados "in situ" en el año 2013, excepto la anchura media de ribera el SIDI y el GYR que son datos sacados a través de foto aérea del año 2004. Se seleccionaron aquellas variables que en el ACP se habían revelado como más significativas y que no daban información redundante, y aquellas que en el ANOVA resultaron significativamente relacionadas con los parámetros comunitarios; se añadieron algunas variables que "a priori" consideramos importantes para la comunidad ripícola y

las que en el análisis anterior se habían mostrado más relacionadas con los ejes, evitando las que estaban altamente correlacionadas. Al final trabajamos con 65 muestras diferentes, 10 especies de aves y 7 variables ambientales, adaptando así nuestros datos a los requisitos del ACC. En la siguiente tabla se muestran las variables utilizadas.

Como parámetro geográfico seleccionamos la altitud, ya que fue el parámetro más significativo tanto en el ACP como en ANOVA; de los parámetros de estructura del paisaje seleccionamos el SIDI y el GYR en la banda de 100 metros, estos parámetros fueron los únicos que mostraron resultados significativos con los parámetros comunitarios en ANOVA y de los datos de estructura vegetal seleccionamos el índice QBR, porque es un índice de síntesis, que está altamente correlacionado con cobertura de los arbustos y los estratos de vegetación por lo que integra la información de estos dos parámetros, que no se seleccionan.

Tabla 3.5 Variables utilizadas en el Análisis Canónico

Parámetros seleccionados	Abreviatura
Altitud	Alt
Índice de diversidad del hábitat (pasillo de 100 metros)	SIDI
Radio de giro de los fragmentos (pasillo de 100 metros)	GYR
Índice de Calidad de la Ribera	QBR
Anchura de la ribera	mRib
Altura de los árboles	Atree
Altura de los arbustos	Ashrub

Tampoco seleccionamos la cobertura vegetal aérea, porque el dato del que disponemos no es un dato estrictamente de la ribera sino de un área de 500 metros alrededor de cada orilla del río; se seleccionan también la anchura de la ribera, altura de los arbustos y la altura de los árboles, estrechamente correlacionada con el perímetro y cobertura de los árboles, que por tanto no seleccionamos.

Los resultados del análisis muestran que el primer eje absorbe un 51.2% de la varianza y el segundo un 24.67%. Comprobamos la significación con un test de permutaciones, (N=100) se obtiene un valor residual de 0.3814 teniendo tanto el primer eje como el modelo total una  $p < 0.01$ , por tanto es altamente significativo.

En la figura siguiente se muestra la proyección de las variables ambientales y de las especies en el espacio definido por los dos primeros ejes del análisis. La longitud de los vectores que representan las variables ambientales se han amplificado (x2) para hacer el gráfico más visual, su longitud y dirección indican su correlación con los ejes. Se ha utilizado una escala que enfatiza las relaciones entre las especies.

De la observación de la figura, vemos como la Oropéndola está estrechamente ligada a riberas con árboles altos, el Mirlo acuático selecciona zonas con mayor altitud y alto GYR que se traduce en una selección de riberas con formaciones vegetales alargadas a lo largo de las orillas, el Ceta ruiseñor y el Escribano soteño, no se muestran especialmente exigentes respecto a la calidad de

la ribera, revelando su capacidad de adaptación a un amplio espectro de hábitats, siempre que haya vegetación baja y enmarañada; así seleccionan riberas con alto SIDI que se traduce en riberas con estructura heterogénea, toleran por tanto cierto grado de fragmentación; el Ruiseñor común selecciona zonas con arbustos altos, parámetro que nos aparece muy relacionado con el índice QBR, que implica a su vez cobertura de arbustos y alto número de estratos de vegetación, y la Lavandera cascadeña y la Curruca mosquitera, aparecen ligada a las riberas más anchas, que se presuponen más estratificadas, y finalmente el conjunto formado por Lavandera blanca, Pájaro moscón y Zarcero común, están cercanas al eje dos, pero en el extremo negativo, mostrando poca dependencia de los factores estudiados que interpretamos como especies con capacidad de adaptación, que además de los sotos pueden ocupar otros hábitats; de hecho la Lavandera blanca, ocupa muchos ambientes, el Zarcero común además de sotos ocupa otros paisajes con alternancia de árboles y claros, en especial zarzales y espinares y el Pájaro moscón que en León nidifica a escasos metros de unas piscinas públicas y también coloniza canales de regadío con sauces, caso de la cuenca del Esla en Mansilla de las Mulas.

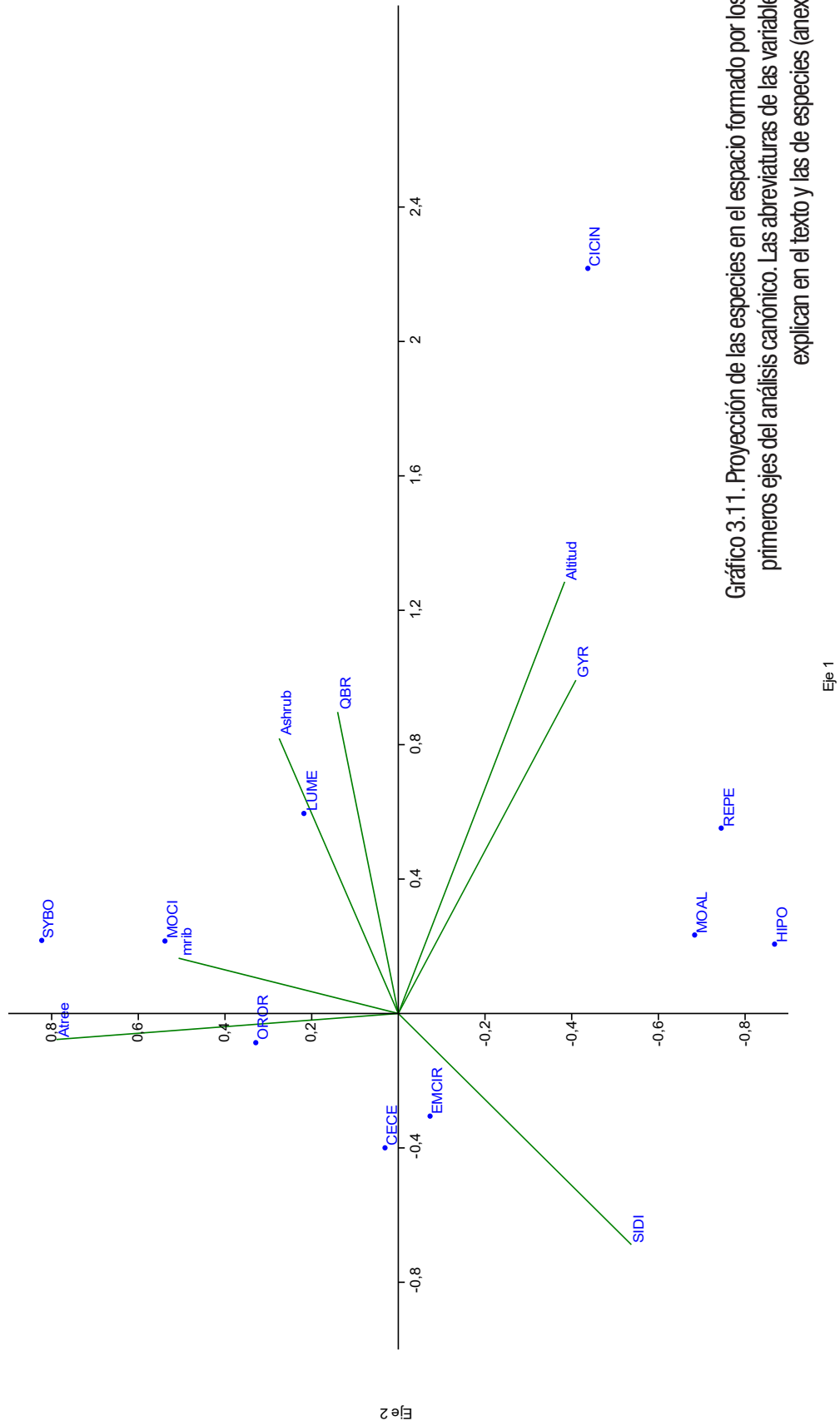


Gráfico 3.11. Proyección de las especies en el espacio formado por los dos primeros ejes del análisis canónico. Las abreviaturas de las variables se explican en el texto y las de especies (anexo IV).



### 3.4 DISCUSIÓN

A lo largo del capítulo se ha analizado cuales son las comunidades más similares de la seis estudiadas y en virtud de que características del hábitat. Del análisis de la varianza ANOVA, realizado con la comunidad reproductora del 1994/1995, concluimos que entre las distintas áreas hay diferencias significativas en la época reproductora de los parámetros comunitarios, diversidad y riqueza, pero no en la época invernante. En el capítulo dos, ya se comentaron estos parámetros y aunque presentan ciertas variaciones, en invierno estas no son suficientemente grandes, como para mostrar significación estadística. Esto sugiere que las características geográficas del área (clima, latitud, altitud, orientación) son más influyentes en invierno, mientras que las características del hábitat y la estructura vegetal son más influyentes en la primavera, época en la que sí se encuentran diferencias significativas entre las distintas áreas; en cuanto a la riqueza se diferencian cuatro grupos, separándose claramente León y Cármenes como comunidades más pobres, y por otro lado Quintana y Alija como comunidades más ricas, el resto son similares. Si observamos los índices del paisaje (riqueza de hábitats, uniformidad, o índice de diversidad) con la riqueza aviar las tendencias van en esa línea; así León y Cármenes, con comunidades de aves más pobres, presentan 7 y 8 unidades de paisaje diferentes, mientras que Alija y Cabanillas con comunidades de aves más ricas, presentan 12 y 11 respectivamente. Somos conscientes que no podemos buscar explicar la riqueza de aves en base solo a estos factores, ya que la riqueza de aves está regulada por un conjunto de factores (geográficos, competencia interespecífica, estructura vegetal, grado de ecotonía, fragmentación) y es necesario observarlos con una perspectiva global, pero sí observamos, como la riqueza aviar responde a ciertos índices del paisaje. El parámetro diversidad se comporta de un modo diferente, ya que solo León presenta diferencias significativas formando el resto un subconjunto homogéneo; León es un área que además de presentar poca riqueza de hábitats tienen una alta dominancia de un tipo de hábitat (en este caso el urbano), provocando la bajada importante de la diversidad.

El análisis de los patrones de similitud de la comunidad reproductora también apunta en esta dirección; en los dendrogramas de afinidad se observa que las comunidades reproductoras de Alija, Cabanillas y Cármenes forman un grupo, separado de León, Quintana y Santa Elena, mostrando correspondencias con el índice de diversidad del paisaje (SIDI); tienen además más altas densidades de riqueza de hábitats (PRD), y menor (LPI), que mide la dominancia; reflejando estos índices características de la estructura de hábitat mostrando los tres primeros mayor cobertura vegetal y una estructura vegetal más compleja que las otras tres áreas, donde el SIDI es menor, el LPI es alto y PRD es menor, tienen por tanto menor diversidad de paisaje, y menor densidad de riqueza de hábitats.

Las comunidades invernantes están menos ligadas a la estructura vegetal y son más cambiantes al estar influidas por factores ocasionales; externos tales como olas de frío, nevadas, e internos, como la disponibilidad de alimento, el grano de maíz de las zonas de cultivo circundantes que atrae a muchas especies (Paloma torcaz, fringílicos, emberícidos, córvidos) que luego acuden a dormideros en la ribera. La importancia de la disponibilidad trófica como factor clave de la distribución de la avifauna invernante ha sido descrita por numerosos autores, siendo en primavera la selección de hábitat más específica ya que además de

alimento, las aves necesitan buscar una estructura vegetal adecuada para la colocación de sus nidos (Tellería et al., 1988; Wiens, 1989a), aunque existen también otros factores relacionados con mecanismos de autorregulación de las comunidades para explicar la ocupación del espacio por las aves, como la denso-dependencia, relaciones de competencia y predación, fidelidad de especies a hábitats determinados y también factores ligados a la estructura de los patrones paisajísticos (distancia a los parches que actúan como fuentes de especies, alteraciones del hábitat), (Wiens & Rotenberry, 1987; Wiens, 1989; Fuller, 1994; Tellería & Carrascal, 1994). Esto explica que los dendrogramas de similitud en época invernante no sigan un patrón claro.

El análisis de regresión lineal mostró que de todos los parámetros medidos la altitud es el que tiene mayores efectos, mostrando incrementos negativos sobre la riqueza y la densidad de aves, tanto en época reproductora como invernante, siendo el efecto más marcado en época invernante; de hecho fue la única variable que mostró significación, corroborando lo afirmado en el apartado anterior, la importancia de los factores geográficos en las comunidades invernantes; está ampliamente documentado que los pisos montanos son abandonados por la invernación y adversidad térmica (Santos y Tellería, 1985; Tellería et al., 1988). En época reproductora se encontraron relaciones significativas de la riqueza aviar con parámetros de la estructura del paisaje en concreto con el índice de diversidad del paisaje y el radio de giro de los fragmentos, aunque con valores de significación modestos.

Los resultados ponen de manifiesto como un factor topográfico, la altitud, suma por sí solo un porcentaje importante de la variación de la riqueza, en especial en invierno, quedando otros factores relativos a la estructura del hábitat en segundo plano. Estos resultados coinciden con los hallados por Santos et al. (2010) sobre distribución de aves forestales en la ecoregión cantábrica, donde la altitud absorbió en torno a un 50% de la variación de riqueza y abundancia de aves forestales en época invernante, mientras que la estructura de la vegetación mostró un papel poco significativo. Con los índices de paisaje, se encuentran relaciones significativas en época reproductora, época en que las aves se distribuyen en el territorio de forma más especializada seleccionando aquellas estructuras de la vegetación adecuadas para colocar sus nidos, y buscando la explotación de nichos de forma más especializada, mientras que en invierno la estructura de la vegetación tiene menor importancia.

Pino et al. (1998), hallaron relaciones significativas entre la riqueza de especies de aves en un área peri-metropolitana de Barcelona y la estructura del paisaje, más evidente en el caso de las especies invernantes, aunque la afinidad no era muy elevada; en este caso la información del paisaje se realiza a través de dos mapas, el mapa Landsat de usos del suelo (1.250.000), que es un raster de 30 m de resolución realizado a partir de imágenes del satélite Landsat y el mapa Corine (1.250.000) realizado a partir de fotointerpretación de imágenes Landsat y rasterizado a una resolución espacial 100x100. Obtienen mayores relaciones de afinidad con el mapa Landsat que tiene mayor resolución que el mapa Corine y mayores relaciones en invernantes que en nidificantes. En nuestro estudio, por el contrario los índices de paisaje solo dieron resultados significativos en época reproductora, pero partimos de mapas con mucha más resolución que los del

mapa Landsat, por lo que si bien los datos de Landsat no detectan la estructura fina del hábitat, los datos utilizados por nosotros sí puede detectarla, ya que trabajamos a partir de fotos de 25-50 cm de resolución, siendo esta resolución adecuada para revelar las relaciones de la comunidad de aves con la estructura vegetal, factor preponderante en primavera para la avifauna (Blondel et al., 1973).

En cuanto al grado de ligazón de las especies con el hábitat, estudiado a través del AFC, deducimos que en las riberas a más altitud y/o con un entorno forestal, Cabanillas y Cármenes las especies ripícolas están menos ligadas al soto, estando formada la comunidad fundamentalmente por especies forestales, mientras que en Alija y Quintana del Marco aparece un grupo más numeroso de especies especialistas del soto. Estos resultados coinciden con los hallados en el río Guadarrama donde Sterling Carmona (1996), encuentra que en los inventarios de las vertientes de la Sierra, por encima de 1090 m s.n.m., existen pocas diferencias entre la avifauna cercana a los arroyos y la de terrenos alejados de ellos. La humedad ambiental que conlleva la altitud produce una cierta homogeneización del paisaje vegetal y por lo tanto de las comunidades de aves; esto trae consigo una mayor similitud en la comunidad de aves del soto y de fuera del mismo, no encontrando diferencias entre las localidades serranas entre la fauna de la ribera y la de los espacios exteriores adyacentes.

Encontramos un grupo de especies muy ligadas al soto, en Alija de la Ribera y algunas especies en las áreas del río Jamuz, que se localizan a menos de 850 m s.n.m.; en estas zonas, el carácter del soto como refugio es doble; por un lado actúa como refugio higrófilo en las épocas secas, y por otro, es refugio de especies de entornos agrícolas también en invierno, donde la ribera sirve de refugio a especies como el Pinzón vulgar, Jilguero y otros fringílidos, además de actuar como un bosque isla en zonas donde el entorno no es forestal, y que atraen a Petirrojos, chochines, páridos, etc., (Senar y Borrás, 2004). Las comunidades invernantes, en general más homogéneas, vuelven a estar en la misma línea, al grupo de especies ripícolas se suma otro grupo formado principalmente por granívoros e insectívoros forestales que comen frutos, o se alimentan en la cortezas de los árboles o la hojarasca de arbustos. La similitud de las comunidades de Alija y Quintana del Marco, se apoya en este carácter del soto como refugio, a pesar de que la estructura de la ribera es muy diferente.

Para profundizar en el análisis de la comunidad estrictamente ripícola y las variables ambientales más influyentes en la misma, utilizamos un análisis canónico de correspondencias. La selección de las 10 especies estudiadas se ha hecho siguiendo la clasificación hecha por SEO/BirdLife, ya explicada en el capítulo uno. Los resultados nos permiten comprobar la relación de algunas de las especies ripícolas con las características del medio; así se demuestra como la principal característica que selecciona la Oropéndola europea es la existencia de árboles de gran altura, no siendo especialmente exigente con la estructura de la ribera en sí; por ello se ha convertido en una de las especies más abundantes en las plantaciones maduras de chopos, donde abundan árboles de gran porte. Sin embargo, una especie muy ligada a los sotos, el Ruiseñor común, se muestra exigente respecto a la calidad de la ribera, selecciona las riberas con mayor QBR, necesitando cobertura arbustiva, alto número de estratos de vegetación y altura de los arbustos, esto le convierte en un buen bioindicador de calidad de

las riberas. En las riberas, predominan especies especialistas de copas medias (Dos Anjos et al., 2007) además de que las especies ripícolas responden positivamente a la altura de la copas, (Seavy et al., 2009). Otras especies muestran su carácter generalista, como por ejemplo el Escribano soteño o el Cetia rui señor, mostrando su capacidad de adaptación a otros hábitats donde se alternan espacios abiertos con arbolados, por lo que ambos tienen distribución amplia; el Mirlo acuático, se muestra exigente en cuanto a fragmentación, seleccionando además, riberas de mayor altitud; la Curruca mosquitera responde positivamente a altura de arboleda y anchura de ribera, lo que presupone sotos más o menos estratificados. El conjunto de Lavandera blanca, Pájaro moscón y Zarcero común, aparecen formando un grupo en el análisis canónico, que si bien son abundantes en el soto, muestran tolerancia respecto a la calidad de la ribera y capacidad de adaptación a otros hábitats. No responden a la altura de la vegetación y utilizan todo tipo de riberas, así la Lavandera blanca se adapta a muchos tipos de masas de agua, incluso tolera cierto grado de contaminación; el Zarcero común, es una especie más ligada a vegetación arbustiva o arbórea de bajo porte, e incluso paisajes con arbolado disperso y el Pájaro moscón, que ha estado en expansión en la provincia, no presenta especial sensibilidad a bajos índices de QBR., tolerando bien la presencia humana.

Los datos hallados vuelven a poner de manifiesto que encasillar a una determinada especie como ripícola, es muy relativo; así de las 10 especies estudiadas, en base a lista de la SEO, varias de ellas, no las encontramos fuertemente ligadas a los sotos, y opinamos que, a excepción de las especies acuáticas o que nidifican muy cerca del agua, el grado de ligazón de una especie a la ribera, será menor cuanto más arbolado y menos seco sea el entorno. Algunas especies no clasificadas como ripícolas, son tanto o incluso más abundantes que las clasificadas como ripícolas, en algunas de las riberas estudiadas. Así, por ejemplo, en Cabanillas, es más abundante el Mosquitero ibérico o la Curruca capirotada que el Cetia rui señor o el Rui señor común, que también son abundantes, pero menos; al igual ocurre en Cármenes donde el Rui señor es abundante pero hay especies típicamente forestales como el Chochín o al Carbonero común, que lo son aún más. El Mosquitero ibérico de hecho aparece muy abundante no solo en las zonas más forestales sino en Alija o el Jamuz, y fue incluido junto con la Curruca capirotada en la lista de especies ripícolas en la Sierra del Guadarrama (Sterling 1996), encontrando estas especies dentro del soto pero no fuera de él. Esto pone de manifiesto que las clasificaciones de especies no pueden generalizarse a espacios geográficos amplios, ya que si bien hay algunas especies claramente especialistas de un determinado hábitat muchas no lo son, y el carácter ecotonal de los sotos viene a complicar aún más los intentos de clasificación. Otra cuestión importante para la gestión de los bosques de ribera, relacionada con su fuerte carácter ecotonal es el hecho de que aunque actúen como bosques-isla, no deben considerarse entes aislados, sino que su gestión de cara a su conservación debe ser vista desde una perspectiva mucho más amplia ya que forman un conjunto natural con los hábitats circundantes a los que conectan y dan vida.



### 3.5 CONCLUSIONES

- PRIMERA** La composición de la comunidad de aves de las riberas de las áreas estudiadas presenta un fuerte carácter mixto, estando formada por especies ligadas a los cursos de agua, especies forestales y especies procedentes de los ecosistemas circundantes.
- SEGUNDA** La composición de especies de aves de la comunidad invernal que habita la ribera está más fuertemente influida por las características geográficas del área que la composición de la comunidad reproductora, en la que las características del hábitat: estructura de la vegetación, la diversidad del paisaje y los tipos de ecosistemas circundantes, adquieren mayor importancia.
- TERCERA** Los parámetros ecológicos de diversidad y riqueza aviar no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre las seis áreas de estudio en la comunidad invernante, pero sí en la reproductora, siendo León y Cármenes las áreas más pobres y Alija y Quintana las áreas más ricas; en cuanto a la diversidad, solo la comunidad de León presentó menor diversidad que el resto de áreas.
- CUARTA** En el análisis de regresión lineal la altitud se mostró en época invernante, como el único parámetro influyente, entre las variables ambientales medidas, estando inversamente relacionada con la riqueza y la densidad de aves. En la época reproductora además de la altitud (con menos peso que en invierno), el aumento del índice ombrotérmico también provocó descensos sobre la densidad primaveral.
- QUINTA** En el análisis de regresión lineal, los parámetros de la estructura del paisaje que se relacionaron con la riqueza de aves en época reproductora, fueron la diversidad del paisaje y el radio de giro de los fragmentos. A mayor diversidad paisajística, y/o formaciones vegetales más alargadas a lo largo de las orillas, mayor riqueza aviar.
- SEXTA** Los parámetros de paisaje medidos a partir de las ortofotos de 25 y 50 cm. de resolución dieron resultados satisfactorios a la hora de relacionar los parámetros paisajísticos con los parámetros de la comunidad aviar.
- SEPTIMA** En época reproductora las especies más fuertemente ligadas a las riberas a mayor altitud y con un entorno forestal son principalmente especies forestales, mientras que las especies ripícolas están más ligadas a los sotos en áreas más deforestadas y con entornos agrarios.



OCTAVA Las especies de paseriformes de la comunidad ripícola que mostraron mayor relación con las variables ambientales estudiadas fueron la Oropéndola europea que selecciona árboles de gran altura, el Ruiseñor común que selecciona aquellas riberas con un alto QBR y el Mirlo acuático que selecciona riberas a mayores altitudes y que presenten franjas de vegetación alargadas y continuas a lo largo del río.



# **CAPÍTULO 4**

**LAS COMUNIDADES DE AVES DE LAS CHOPERAS DE  
REPOBLACIÓN**



## **ÍNDICE CAPÍTULO 4**

4.1 Introducción .....	199
4.2 Material y métodos .....	200
4.3 Resultados.....	202
4.3.1 Parámetros comunitarios .....	202
4.3.2 Composición específica .....	205
4.3.3 Relación de la comunidad de aves con el hábitat.....	211
4.4 Discusión .....	215
4.5 Conclusiones.....	217

## **OBJETIVOS**

Conocer la composición específica y los principales parámetros ecológicos de la comunidad de aves de las choperas de repoblación estudiadas.

Hacer un análisis comparativo de las comunidades de aves de las choperas de repoblación con las de las riberas naturales.

Analizar cuales son las características del hábitat de las choperas de repoblación más determinantes para la composición de la comunidad de aves.



## 4.1 INTRODUCCIÓN

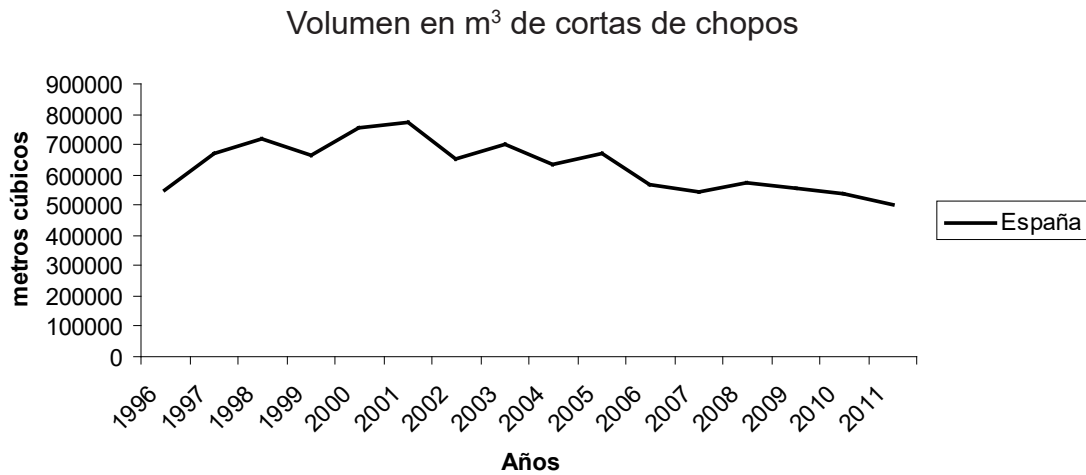
El género *Populus*, es un grupo botánico que ha planteado diversas discusiones taxonómicas debido a que además de tener unas 30 especies, tiene una gran capacidad de hibridación. Esta capacidad de hibridación se ha utilizado para la producción controlada de estirpes, seleccionando las características que más han interesado, en función de su uso. Algunas de estas variedades híbridas son las que se han utilizado como especies para plantaciones, llegando a tener gran importancia forestal (Confemadera, 2010).

Son especies con gran avidez de agua, por tanto es requisito imprescindible, disponer de ella, bien natural o en forma de riego. Si no se cumple esta condición, es inviable cultivar chopos. El desarrollo de clones de rápido crecimiento, como *P. x euroamericana* (antiguamente *P. x canadensis*), híbrido de *P. deltoides* y *P. nigra* parental masculino europeo -*nigra*- y femenino americano -*deltoides*-, que constituyen la mayor parte de nuestras plantaciones, necesitan aporte hídrico durante los meses de primavera y verano, meses que constituyen su periodo vegetativo; en general son árboles que pueden alcanzar grandes tallas, hasta 40 metros, con portes abiertos y fustes flexuosos y pueden crecer hasta 1 m por año en los primeros años; requieren suelos fértiles y capa freática alta y abundante; prefieren climas templados o templados-fríos; no es necesario que vivan en las orillas de los ríos si se cumplen estas condiciones, ni les favorecen los suelos encharcados ni los inviernos suaves. Debido a su rápido crecimiento, dan importantes volúmenes de madera, y por ello la práctica totalidad de las plantaciones son de este híbrido. En la cuenca del Duero, se hacen plantaciones a raíz superficial y profunda, con espaciamentos medios y turnos de corta entre 12 y 26 años; los cultivos más interesantes tienen maderas muy blandas y ligeras, blancas, sin corazón diferenciado, de fibra homogénea, por lo que son aptos para aserrío, chapa plana, desenrollo y fabricación de pasta (Confemadera, 2010).

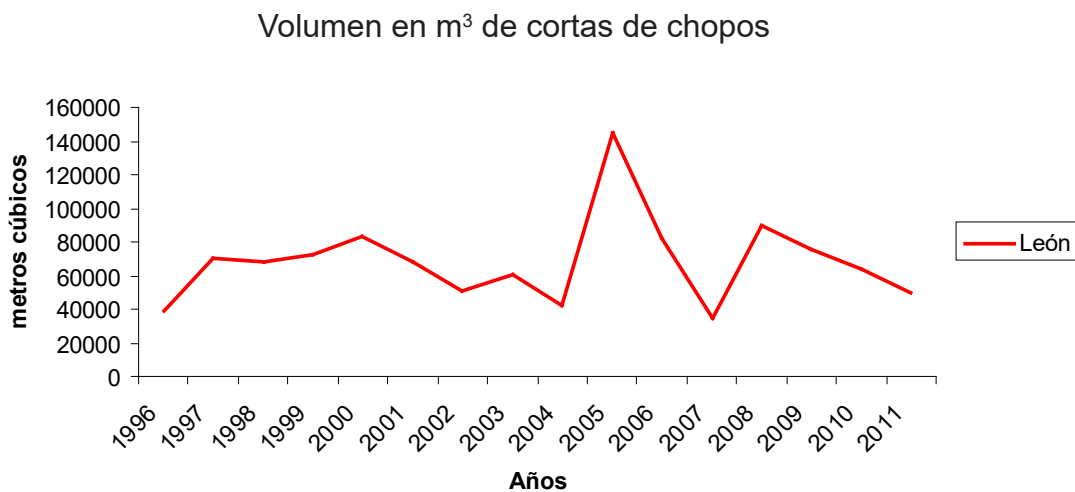
La superficie de choperas en España es de unas 116.000 has, siendo Castilla y León con un 65% la CCAA con más superficie. La productividad de una choperas para un turno de 15 años, se sitúa en torno a los 180 m<sup>3</sup>/ha. En España se cortan aproximadamente unos 600.000 m<sup>3</sup> de madera de chopo anuales, (gráfica 4.1) con ligera tendencia al descenso desde el año 2000, debido fundamentalmente al cambio de política de ayudas a las plantaciones forestales<sup>1</sup>. En la provincia de León, (gráfica 4.2), se cortan volúmenes de entre 35.000 y 144.000 m<sup>3</sup> de chopo al año, aunque son las provincias de Burgos, Palencia y Zamora las que se sitúan a la cabeza, en volúmenes de chopo cortado en el conjunto de España (Ministerio de Agricultura, 2011).

1 El Real Decreto 152/1996, que regula las ayudas a las plantaciones forestales, fijó a partir de 1999 el turno de aprovechamiento para las especies de aprovechamiento rápido en 15 años; las de más de 15 años pasan a la categoría de especies productoras de madera a turno largo que tienen importantes ventajas económicas para los productores y ayudó a las plantaciones de Castilla y León, que son mayormente de turno largo, pero perjudicó a muchas regiones donde el turno corto era predominante.





Gráfica 4.1 Evolución del volumen de madera de chopo cortado en España. Elaboración propia a partir de Anuarios de Estadística Forestal del MAGRAMA.



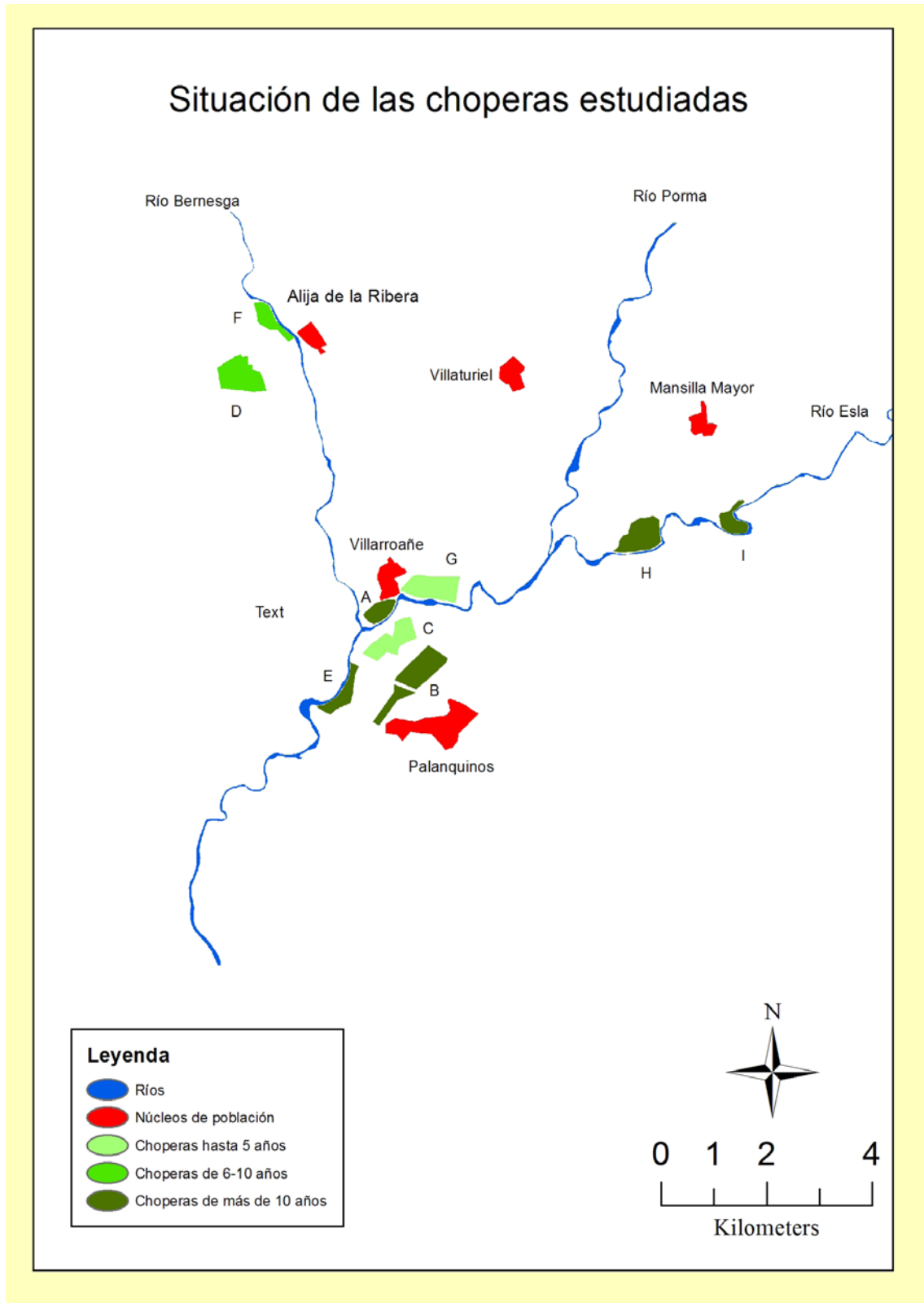
Gráfica 4.2 Evolución del volumen de madera de chopo cortado en la provincia de León. Elaboración propia a partir de Anuarios de Estadística Forestal del MAGRAMA.

Respecto a las plagas de insectos que más daño causan a las choperas, destacar las larvas de los lepidópteros *Paranthrene tabaniformis* y *Gypsonoma aceriana*, y los coleópteros, *Saperda carcharias* y *Saperda populina* (fam. *Cerambycidae*) *Cryptorrhynchus lapathi* (fam *Curculionidae*), *Galerucella luteola* y *Melasoma populi* (fam *Chrysomelidae*) y *Melanophila picta* (fam. *Buprestidae*), que minan la madera, el líber o las yemas y brotes (Ceballos, 1962).

## 4.2 MATERIAL Y MÉTODOS

Se han censado durante el año 2012, las comunidades de aves de riberas ocupadas por choperas de repoblación, en la estación invernal y reproductora. Los muestreos se han realizado en 9 choperas, muestreadas en febrero del 2012

repetiéndose en mayo del 2012 (ver localización en el mapa 4.1). Los muestreos se han hecho con la misma metodología utilizada en las riberas naturales, por lo que, teniendo presente la diferencia temporal de los censos, los parámetros son comparables. Se seleccionaron choperas en diferentes estados de crecimiento cercanas en la distancia, en la vega de los ríos Bernesga y Esla, en las localidades de Alija de la Ribera, Palanquinos, Villarroaño y Mansilla Mayor.



Mapa 4.1 Situación de las choperas muestreadas

Las características de las choperas muestreadas, en cuanto a edad de los chopos, la altura y la separación entre ellos, así como el entorno y el tipo de ocupación del suelo se pueden ver en la tabla 4.1. Los datos de edad, altura y separación son aproximados y se han basado en la recogida de datos sobre el terreno.

Tabla 4.1 Localización y características de las choperas muestreadas.

Chopera	Lugar	Río	Edad (años)	Altura (m)	Separación (m)	Entorno	Suelo
A	Villarroañe	Esla	12	24	7	Ribera	Hojarasca y 5% zarzas
B	Palanquinos	Esla	12	22	7	Maíz	Arado
C	Palanquinos	Esla	3	5	4	Herbazales	Arado
D	Alija	Bernesga	8	15	7	Cultivos	Hojarasca, pastado por vacas. Chopos podados
E	Palanquinos	Esla	12	22	7	Regadío	Hojarasca y zarzas
F	Alija	Bernesga	10	25	7	Choperas, ribera y cultivos	Hojarasca
G	Villarroañe	Esla	5	10		Choperas y ribera	Cascajo, pasto seco y juncos
H	Mansilla	Esla	14	25	8	Ribera y regadíos	Herbáceo
I	Mansilla	Esla	14	25	8	Ribera y regadíos	Herbáceo

## 4.3 RESULTADOS

### 4.3.1 PARÁMETROS COMUNITARIOS

Los parámetros comunitarios se presentan en la tabla 4.2; todos los parámetros se calcularon con el programa informático PAST, versión 2.14. (Hammer, Harper & Ryan 2001). Se calculó también el **índice de dominancia** (ID) de las comunidades. Este índice está considerado como un índice biológico de estrés ambiental.

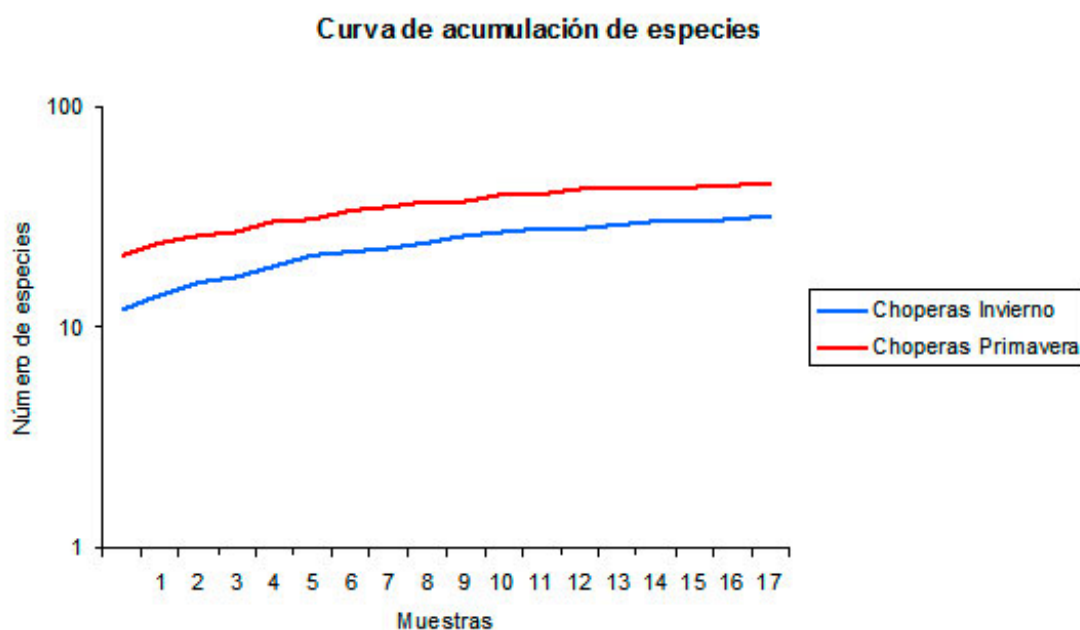
Tabla 4.2 Parámetros ecológicos de las comunidades de aves de las choperas de repoblación. \*aves/ha. Estadístico de confianza std dev.

Parámetros comunitarios	Invernante N= 16	Reproductora N= 18
Densidad media (*)	0.43 +/- 0.6	1.59 +/- 1.20
Riqueza media	7.25 +/- 2.79	15.33 +/- 4.05
Riqueza acumulada	29	46
Diversidad media	1.54 +/- 0.49	2.49 +/- 0.25
Equitabilidad	0.81	0.92
Índice de Dominancia (%)	47.6	28.7

Encontramos 55 especies distintas de aves en las choperas de repoblación, 29 en febrero y 46 en mayo. En la tabla 4.2 se puede observar que los valores de riqueza y diversidad son menores en invierno que en verano (Estadístico de Mann Whitney  $U < 70$   $p = 0.01$ : riqueza  $U = 15$  y diversidad  $U = 9$ ). Este hecho concuerda con otros medios forestales de la provincia de León, donde tanto riqueza como diversidad, descienden en invierno respecto a la primavera (Álvarez et al., 1993).

Hay que considerar que las choperas de León se encuentran en la región su- pramediterránea y que en la Península Ibérica los valores máximos de abundancia de paseriformes se encuentran en invierno en los bosques y matorrales de las regiones meso y termomediterránea, con lo que es esperable que choperas plantadas al sur de la Península presenten densidades más elevadas (Tellería, Santos y Carrascal, 1988). Si en bosques supramediterráneos la densidad media invernal es de 1.47 aves/ha. en los mesomediterráneos es de 4.33 y en los termomediterráneos de 7.4 aves/ha.

En la gráfica 4.3 se representan las curvas acumuladas de riqueza de especies en invierno y primavera; las curvas están basadas en una continua ampliación de la superficie muestreada y no en una repetición de los muestreos en las mismas estaciones. La forma de estas curvas es una de las propiedades fundamentales de la población (Ferry & Frochot, 1970; Blondel, 1975); la pendiente es una medida de la homogeneidad de la comunidad. Observamos que la pendiente de las curvas es pequeña y similar en invierno y primavera y nos indica una comunidad bastante homogénea, tendiendo a disminuir notablemente al llegar al muestreo 12, indicando que todas o casi todas las especies ya han sido detectadas.

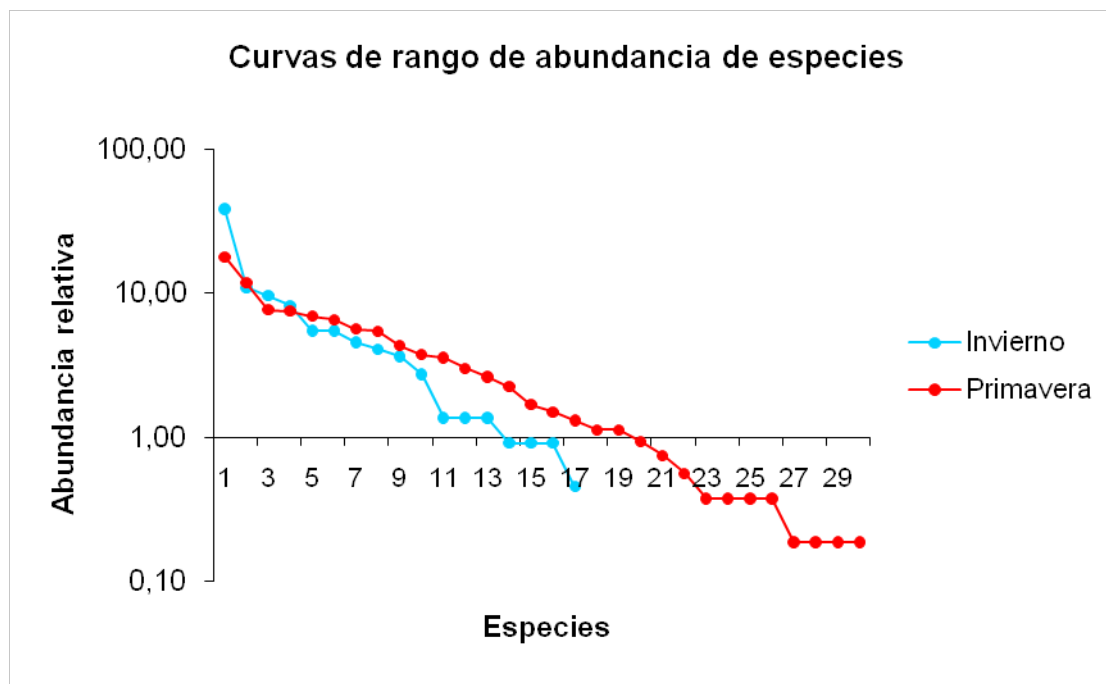


Gráfica 4.3 Curvas acumuladas de riqueza de especies en las riberas con choperas de repoblación. El eje de ordenadas está en escala logarítmica para ampliar la forma de la curva.

Comprobamos la correlación entre riqueza y diversidad por medio del coeficiente por rangos de Spearman; hallamos que la correlación es estadísticamente significativa tanto en época reproductora, ( $r_s=0.90$  valor crítico  $n=18$   $p<0.05$   $r_s=0.476$ ) como en la invernante ( $r_s=0.82$  valor crítico  $n=16$   $p<0.05$   $r_s=0.507$ ).

Puesto que la diversidad depende además del número de especies del reparto que haya entre ellas, en invierno, se produce una gran abundancia de unas pocas especies, por la presencia de especies gregarias aumentando la dominancia y disminuyendo los valores de diversidad. La comunidad de aves en invierno en las choperas, no solo es pobre, sino además muy poco diversa, presentando algunas especies fuerte dominancia; el índice de equitabilidad medio en invierno es 0.81 y en verano de 0.92; por tanto la comunidad es más homogénea en invierno, y está mejor repartida en la época reproductora; no obstante la comunidad es pobre en especies también en verano, en comparación con las riberas naturales, como veremos más adelante, ya que las choperas tienen una estructura vegetal muy simple y carecen del sotobosque arbustivo propio de la ripisilva.

La mayor o menor dominancia de las especies en la comunidad, se ve reflejada en las curvas de abundancia de especies<sup>2</sup> (gráfica 4.4); esta representación se puede ajustar al perfil de alguno de los tres modelos generales que ilustran las hipótesis de las modalidades del reparto del espacio ecológico (Whittaker, 1970). Suelen ser perfiles próximos a la serie geométrica, con pendiente muy pronunciada o bien a una distribución lognormal, con pendiente suave. En el primer caso, la comunidad estaría controlada por un solo factor (estructura del hábitat sencilla o condiciones climáticas duras), en el segundo caso, implica una situación más compleja estando la comunidad controlada por múltiples factores (Whittaker, 1970; May, 1975, 1981).



Gráfica 4.4 Curvas de rango de abundancia de especies en choperas de repoblación. El eje Y está en escala logarítmica

<sup>2</sup> Las curvas de rango abundancia se han hecho con passeriformes, excepto córvidos.

Se observa que la pendiente es más acusada en la época invernante, lo que refleja un mayor desequilibrio en las proporciones de individuos entre las especies más y menos abundantes; en invierno unas pocas especies dominan la comunidad, mientras que en la época reproductora se observa un mejor reparto.

Respecto al Índice de dominancia, obtenemos una ID invernante de 47.6 y una ID reproductora de 28.7. Estos valores son similares a los de las riberas naturales estudiadas en época reproductora (ID 27.95), y sensiblemente mayores en época invernante (ID 34.8). Al ser una comunidad con baja riqueza y abundancia, la diversidad está muy influenciada por la dominancia de algunas especies gregarias.

El estudio comparativo entre riberas naturales y repobladas se hace con 8 muestreos de riberas naturales de las localidades de Alija de la Ribera y Cabanillas, ambas en el río Bernesga, y otros 8 muestreos realizados en riberas repobladas de los ríos Bernesga y Esla, todas en un área geográfica cercana; los muestreos se hacen con el mismo método y mismo observador; todas las muestras son de los años 2012 y 2013. Se aplica el test de significación de la U de Mann Whitney.

El resultado para la época primaveral nos indica que la riqueza es estadísticamente menor en las choperas, aunque no encontramos diferencias significativas para la diversidad ( $n=8$   $U < 7$   $p=0.01$  riqueza  $U=0$  y diversidad  $U=20.5$ ); en la época invernante el resultado para ambos parámetros nos indica que sí hay diferencias significativas ( $n=8$   $U < 7$   $p=0.01$  riqueza  $U=0$  y diversidad  $U=0$ ); siendo mayor la riqueza y la diversidad en las riberas naturales que en las riberas repobladas. La establecida relación entre diversidad florística y fisonómica del bosque y la fauna vertebrada abundante y variada, pronostica comunidades pobres en las plantaciones monoespecíficas de edad y cobertura homogénea y estructura simple (Purroy et al., 1990). Investigaciones posteriores ponen en duda la relación entre diversidad florística y fauna vertebrada (Erdelen, 1984). Entre los condicionantes de la menor riqueza y diversidad de las choperas frente a los sotos, es que las primeras carecen de troncos con huecos, no presentan sub-vuelo arbustivo de entidad y, en general, se presentan en pequeños plantíos sin la continuidad en longitud y anchura de las riberas naturales.

#### 4.3.2 COMPOSICIÓN ESPECÍFICA

La composición específica de las comunidades de aves de las choperas y sus abundancias expresadas mediante IKA, se exponen en la tabla 4.3; podemos observar como en invierno los índices de abundancia de passeriformes son muy bajos; salvo el Pinzón, Estornino negro y pinto y la presencia de los páridos, Carbonero común y Mito, los índices son menores de uno; otras especies generalistas como Palomas torcazes y córvidos, se detectan frecuentemente en las choperas; hay que considerar que algunas especies (Paloma torcaz, Graja, Grajilla, Estornino pinto y negro) acuden a las choperas en querencia de dormitorio, pudiendo localizarse concentraciones de miles de individuos en algunos rodales querenciosos. Por ejemplo, la concentración de aves en la chopera de la Serna,



en León ciudad, daba saldos diarios de 1000 grajas y grajillas y hasta 280.000 estorninos y 120 urracas, en vaivén diario desde el dormitorio a las zonas abiertas de alimentación (Purroy, com. pers.). Si excluimos este conjunto de especies, las choperas de repoblación en invierno son casi desiertos ornitológicos.

Tabla 4.3 Abundancia (IKA) de las especies de aves. Las especies están ordenadas por IKA reproductor

PASERIFORMES	Invernante	Reproductor	NO PASERIFORMES	Invernante	Reproductor
Pinzón vulgar	5,25	5,28	Cuco común		2,83
Corneja negra	4,75	4,06	Paloma torcaz	5,50	1,50
Oropéndola europea		3,50	Pito real	0,63	1,22
Bisbita arbóreo		2,28	Pico picapinos	0,69	0,67
Mosquitero común/ ibérico	0,38	2,22	Anade azulón		0,56
Mirlo común	0,56	2,06	Abejaruco		0,56
Serín verdecillo		1,94	Vencejo común		0,44
Curruca capirotada		1,67	Cigüeña blanca	1,69	0,17
Chochín común	0,13	1,61	Tórtola común		0,06
Ruiseñor común		1,28	Abubilla		0,06
Carbonero común	1,13	1,11	Milano negro		0,11
Petirrojo europeo	0,19	1,06	Tórtola turca		0,11
Verderón común	0,13	0,89	Busardo ratonero	0,31	0,11
Cetia ruiseñor		0,78	Milano real	0,13	
Jilguero europeo		0,67	Cernícalo vulgar	0,13	
Gorrión común	0,19	0,50	Avefría	0,13	
Pardillo común		0,44	Garza real	0,06	
Alondra totovía	0,19	0,39	Combatiente	0,06	
Curruca mosquitera		0,33	Aguilucho pálido	0,06	
Estornino negro	1,50	0,33	Cormorán grande	0,06	
Herrerillo común	0,75	0,28			
Agateador común	0,63	0,22			
Zarcero común		0,17			
Zorzal común	0,75	0,17			
Golondrina común		0,11			
Carricero tordal		0,11			
Mosquitero papialbo		0,11			
Escribano soteño	0,50	0,11			
Gorrión molinero	0,13	0,06			
Tarabilla común		0,06			
Curruca zarcera		0,06			
Pájaro moscón		0,06			
Escribano triguero		0,06			
Colirrojo tizón	0,06				
Mito	1,31				

Para intentar entender mejor la composición de la comunidad de la chopera, agrupamos las especies de paseriformes (excepto córvidos) por gremios; los gremios son agrupaciones de especies que explotan un mismo nicho espacial, generalmente comiendo en un mismo nivel trófico, aunque no siempre. La asignación de especies que hacemos a cada gremio se muestra en la tabla 4.4 y se ha hecho basándonos en la realizada por otros autores, (Costa, 1984; Santos, 2010; Suárez y Santos 1988; Carrascal 1985).

Tabla 4.4 Especies de aves de la chopera organizadas por gremios.

Insectívoros				Granívoros		
De suelo	De hierbas y arbustos	De tronco	De aire	De fronda arbórea	De suelo	De hierbas y arbustos
Bisbita arbóreo	Ruiseñor común	Agateador común	Golondrina común	Oropéndola europea	Pinzón vulgar	Verderón común
Alondra totovía	Curruca zarcera			Mosquitero papialbo	Gorrión común	Jilguero europeo
Mirlo	Zarcero políglota			Curruca mosquitera	Gorrión molinero	Pardillo
Petirrojo europeo	Carricero tordal			Pájaro moscón	Escribano soteño	Serín verdicillo
Zorzal común	Chochín			Mosquitero común	Escribano triguero	
Tarabilla europea	Cetia ruiseñor			Curruca capirotada		
Colirrojo tizón				Carbonero común		
Estornino negro				Herrerillo común		
Cuco común				Mito		

El conjunto de aves de fronda arbórea, a excepción de los páridos, desaparecen en invierno, ya que las choperas están desnudas y no ofrece refugio para los especialistas de fronda arbórea; las choperas muestreadas, tienen mayoritariamente suelos herbáceos o zonas aradas; este sub-vuelo soporta en invierno, granívoros de suelo y hierbas bajas que encuentran alimento entre los restos de cultivos y rastros, Pinzón vulgar, Gorrión común y molinero y Escribano soteño, Zorzal común, Estornino negro, Mirlo, Verderón.

El Pinzón vulgar es la especie más abundante, tanto en invierno como en verano con un IKA similar, por lo que no parece que las choperas reciban pinzones invernantes procedentes de Europa, que reciben otras zonas. Esta especie, muy común y abundante de forma general, aparece en bosques y arboledas de todo

tipo, incluso en zonas ajardinadas. (García et al., 2008); también hay que hacer la salvedad de que alguna chopera del Esla, rodeada de maizal, acogen de noche dormideros copiosos de pinzones comunes y reales (Purroy, com. pers.). Especies como el Pinzón, el Serín verdicillo o el Jilguero, parecen beneficiarse de la existencia de las repoblaciones forestales, en especial si estas choperas se encuentran en zonas deforestadas, ya que actúan como refugio y aumentan los sustratos nidificantes disponibles (Rodríguez, 2001); además seleccionan bosques no muy densos con superficie abierta en el suelo o campos de cultivo cercanos donde poder buscar alimento, condiciones que se cumplen en estas choperas, apareciendo de forma constante y numerosa, en especial los bandos invernales de Pinzones, especie en la que se ha detectado cierta tendencia a acercarse a zonas más humanizadas en el invierno, quizá en busca de alimento; lo encontramos en invierno en las áreas de riberas naturales de León y en Quintana del Marco, con mayor abundancia que en el verano.

La Paloma Torcaz, es una especie localmente abundante. Se ha detectado en la chopera número 6, formando bandos numerosos de casi un centenar, atraída por los rastrojos de maíz circundantes, lo que explica su alta abundancia. Utilizan las choperas, como refugio y dormidero, a las que acuden procedentes de los rastrojos de maíz de las vegas circundantes, en los que se alimentan, con gran tendencia gregaria.

Es destacable la presencia de mitos invernantes, que no se detectan en la época reproductora; este hecho concuerda con la teoría de sus movimientos invernales, desde las zonas de montaña a zonas más bajas, ocupando lugares donde después no nidifican, aunque es considerada como una especie sedentaria nidificante en León; en la época reproductora el Mito, necesita un sotobosque definido y arbustos o árboles pequeños para nidificar, de los que carece la chopera de repoblación. En las riberas naturales que hemos estudiado, se observa de forma constante como es más abundante en invierno que en verano, excepto en las riberas de montaña del Torío, donde en invierno baja mucho su abundancia, y aumenta en la época reproductora.

En primavera todos los parámetros ecológicos suben con la llegada de las especies estivales transaharianas, gran parte de ellas insectívoras de fronda arbórea y de suelo como la Oropéndola y el Mosquitero ibérico y otras especies insectívoras de hierbas y arbustos como el Ruiseñor común, *Cetia ruiseñor* y Chochín, o insectívoras de suelo como Cuco o Bisbita arbóreo, constituyen el grueso de la comunidad reproductora.

El Bisbita arbóreo, perteneciente al gremio de los insectívoros de suelo, ocupa bosques de ribera y sotos y zonas arboladas con áreas abiertas con herbazales; en la bibliografía se cita su buena adaptación a las plantaciones de chopos (García Fernández et al., 2008); así encontramos Bisbita arbóreo, en las choperas de repoblación, como una de las especies más abundantes con un IKA de 2.28 aves/km 1.56 aves/10 has, valores similares a los encontrados en melojar de montaña 1.45 aves/10 has, y melojar supramediterráneo 1.32 aves/10 has. (Álvarez, 1989), constatando su buena adaptación a las choperas.

El Mosquitero ibérico (*Phylloscopus ibericus*) también es otra de las especies más abundantes en las choperas, con un IKA de 2.22 (0.78 aves/10 Has), aunque este valor es pequeño si se contrasta con el valor de 10 parejas/10 has en Villacelama, en un soto del río Esla (Purroy, 1997b) o con algunas de las riberas naturales objeto de estudio, donde las abundancias son mayores, 6.58 aves/km y 9.03 aves/km en Alija y Cabanillas, respectivamente, (tomando datos de mediados de marzo a junio); siendo sustituido en invierno por *Phylloscopus collybita*, con presencia en febrero en las choperas con la llegada de invernantes que llegan del norte. En la provincia de León coexisten en algunos territorios las dos especies de mosquiteros, *Phylloscopus ibericus* y *Phylloscopus collybita*, hasta hace poco consideradas subespecies, tan similares que la separación en campo se hace mediante diferenciación acústica; hoy en día lo más aceptado en esta región, es que *Ph. ibericus*, es una especie estival nidificante, siendo *Ph. collybita* una especie migrante procedente del norte de Europa, muy abundante en paso otoñal que inverna aquí en cierto número (Balmori, 2002), conociéndose la existencia de escasos reproductores en León, en unos pocos bosques del norte provincial de fuerte influencia atlántica sobre todo hayedos y bosques mixtos (García Fernández et al., 2008) y en bosques de alta montaña como los abedulares de Omaña.

Aunque la mayoría de las especies aumentan sus abundancias en primavera, el grupo de páridos disminuye, aún siendo relativamente abundantes en invierno, época en la que hacen gala de una notable ubicuidad; esta disminución, se debe a la necesidad de que existan oquedades en las que instalar sus nidos; al tener las choperas ciclos de tala que no permiten su envejecimiento, las oquedades típicas de árboles viejos, escasean en las choperas (Román et al., 1996); aunque localmente los páridos puedan beneficiarse del uso de huecos producidos por los píceos, no son considerados bosques especialmente indicados como sustrato de nidificación para estas especies.

El Mirlo Común presenta un IKA de 2.06 en las choperas; el resto de especies, con valores de abundancia menores de 2, ponen de manifiesto la baja abundancia del conjunto de aves también en la época reproductora.

Mención aparte merece el estatus poblacional del Cuco y la Oropéndola en las choperas, siendo dos de las especies más abundantes en las mismas. Se observa, a priori, mayor presencia que en las riberas naturales censadas, lo cual comprobamos mediante un test de significación, seleccionando 8 muestras de Cabanillas y Alija de la ribera del río Bernesga, y otras 8 muestras de choperas de repoblación de los ríos Bernesga y Esla, todas en un área geográfica cercana; las muestras son similares, en cuanto a límite espacio temporal y mismo observador. Hallamos diferencias significativas en la Oropéndola pero no en el caso del Cuco ( $n=8$   $U < 13$   $p=0.05$  Oropéndola  $U=8.5$  y Cuco  $U=29.5$ ); este hecho parece reforzar la teoría de que la Oropéndola se ha visto favorecida por las repoblaciones de choperas, cuestión ya apuntada por otros autores (Jubete, 1997); al menos podemos afirmar que encontramos mayor abundancia de Oropéndo-las en las choperas de repoblación que en las riberas naturales estudiadas. La Oropéndola, cuyas mejores poblaciones se encuentran en las vegas de los ríos, arroyos y regatos, así como los setos y las plantaciones de chopos, selecciona la zona alta de árboles ribereños de gran porte para colocar sus nidos (García et

al., 2008), aunque también ocupa otros refugios sustitutorios del bosque como arboledas en paseos y carreteras y huertos con grandes árboles frutales; por tanto, la existencia de árboles de gran porte en las choperas es un factor determinante para la elección de la zona de nidificación, independientemente de que sean o no repoblados; de hecho en los plantíos más jóvenes, donde los árboles tienen unos 5 metros de altura, fueron los únicos donde no se ha detectó esta vistosa especie. Otro factor de atracción para la Oropéndola a las choperas es la existencia de limántridos; en un estudio sobre la alimentación de la Oropéndola, cinco estómagos procedentes de Madrid y Candeleda, analizados por Gil LLetget (1928, 1944) presentaron sobre todo orugas, especialmente de *Lymantria dispar*; aunque esta especie es propia del género *Quercus*, tiene congéneres que atacan también al género *Populus*, actuando la oruga como factor de atracción.

De todas las riberas estudiadas, son las plantaciones donde más abundancia de oropéndolas hemos encontrado con un IKA de 3.50 aves/km (n=18 Std= 2.48); calculamos utilizando los datos de la banda de 50 metros, una densidad de **1.67 aves/10 Has**, mientras que en las riberas naturales estudiadas, el valor más alto se encuentra en Cabanillas (1.51 aves/km, std=1.51 n=10.5).

El Cuco es otra de las especies más abundantes de la chopera, alcanzando valores de **2.83 aves/km** (n= 18 std= 1.69) **1.11 aves/10Has**, **11.1 aves/km<sup>2</sup>**; en hábitats forestales, su densidad media se ha estimado en 10.8 aves/km<sup>2</sup>, siendo algo mayor en robledales y quejigales 13.3 aves/km<sup>2</sup> y algo menor en medios ecotónicos 11 aves/km<sup>2</sup>. (Carrascal y Palomino, 2009); es una especie generalista y muy adaptable, aunque muestra preferencia por zonas arboladas, y evita los espacios muy abiertos (García Fernández, et al., 2008). Hay que tener en consideración que el Cuco puede tener ventaja competitiva en la chopera, ya que al ser un medio más abierto que las riberas naturales el Cuco tiene mayor visibilidad para localizar los nidos de sus hospedadores, aunque por otro lado, con poca cobertura y estructura simple, es de esperar que no haya muchos nidos disponibles; no hemos encontrado, en base al test de significación realizado, diferencias de abundancia significativas entre las choperas de repoblación y las riberas de las áreas cercanas del río Bernesga (Alija de la Ribera y Cabanillas).

El Cuco es una especie que no alcanza grandes densidades en general; la baja densidad de Cucos en la mayoría de los lugares en los que se ha estudiado debe estar relacionada con su estrategia reproductora, ya que la mayoría de los cucúlidos parásitos están caracterizados por tamaños poblacionales bajos (Davies, 2000). Concretamente, el Cuco común, solo alcanza densidades relativamente elevadas en áreas donde se concentran varias especies de carriceros (*Acrocephalus sp.*), pero en zonas de montaña suelen ser bastante escasos (Wyllie, 1997). Puesto que dependen de sus hospedadores para reproducirse, cabría esperar que tanto la presencia como la abundancia de la especie estén relacionadas con la presencia y abundancia de potenciales hospedadores, hecho que se ha confirmado en numerosas ocasiones (Wyllie, 1997; Davies, 2000); esto nos llevó a investigar, qué especies podría estar parasitando el Cuco en las choperas, dada la pobreza en especies de éstas.

Para ello estudiamos primero la correlación entre la abundancia mediante (IKA), de Cuco y la abundancia media de un conjunto de 5 especies hospeda-

doras seleccionadas, especies que alimentan a sus crías con invertebrados y manifiestan un bajo rechazo a los huevos de Cuco (Petirrojo, Chochín, Mirlo, Agateador y Ruiseñor común); y en segundo lugar entre la abundancia del Cuco con cada una de las 5 especies. El coeficiente de correlación por rangos de Spearman indicó una correlación positiva entre la abundancia de Cuco y el conjunto de especies hospedadoras ( $r_s=0.528$   $n=18$   $P=0.05$   $r_s>0.476$ ) y también indica correlación positiva entre la abundancia de Cuco y Chochín ( $r_s=0.56$ ) y Petirrojo ( $r_s=0.56$ ) ( $r_s>0.476$   $n=18$   $P=0.05$ ); la abundancia de Cuco se mostró relacionada con la abundancia de especies hospedadoras, en concreto con Chochín y Petirrojo.

### 4.3.3 RELACIÓN DE LA COMUNIDAD DE AVES CON EL HÁBITAT

Con el objetivo de analizar que características del hábitat de las choperas de repoblación son más determinantes para la composición de la comunidad de aves, aplicamos técnicas de análisis multivariante para detectar similitudes entre las comunidades de aves de las distintas choperas, y relacionarlas con las características del hábitat; en concreto se realizaron dendrogramas y análisis factorial de correspondencias, con la misma metodología explicada en el capítulo 2. Los cálculos se han hecho a partir de datos de abundancia (IKA) de las especies de paseriformes, excepto córvidos y estorninos por las razones ya expuestas anteriormente; también se eliminan las especies que aparecen en una sola muestra, tal y como se recomienda para la aplicación de estas técnicas. En el caso de las comunidades reproductoras, se trabaja con 21 especies y en el caso de las comunidades invernantes con 14 especies. Los resultados obtenidos se muestran en las gráficas 4.5 a 4.8, separadas por comunidad invernante y reproductora.

En la época reproductora (gráfica. 4.5), las choperas de más altura, que se corresponden con las de mayor edad, son las que muestran comunidades de aves más similares; por el contrario, la chopera más joven con árboles más pequeños es la más diferente de todas; los resultados parecen indicar que en la época reproductora las características del arbolado adquieren preponderancia mientras que en invierno la comunidad de aves parece relacionarse más con los recursos tróficos en el medio circundante.

Con el objetivo de investigar las relaciones entre la estructura fisionómica de la chopera y la abundancia de las especies de aves en la época reproductora, exploramos una posible correlación entre el volumen arbolado y los valores de abundancia de las especies de aves. Calculamos un valor relativo del volumen del follaje, tomando un valor de la cobertura de la chopera (%) a través de foto aérea multiplicando por altura media del arbolado; este no es un valor absoluto de densidad, pero a través de él, podemos establecer una variabilidad de la densidad del follaje de unas choperas respecto a otras. Este valor, solo es válido para el verano, ya que en invierno los chopos están sin hojas.



Tabla 4.10 Valor relativo de la densidad del follaje de las choperas estudiadas.

Chopera	Altura (m)	Cobertura aérea (%)	Volumen follaje
A	24	60	1440
B	22	90	1980
C	5	10	50
D	15	40	600
E	22	40	880
F	25	80	2000
G	10	25	250
H	25	80	2000
I	25	90	2250

Si volvemos de nuevo a la observación del dendrograma (graf. 4.5), correspondiente a la época reproductora y lo relacionamos con los datos de la tabla 4.10, vemos que las choperas (A, F, H e I) forman un grupo nítido y se corresponden con las choperas más densas, exceptuando la B, que tiene un valor alto, pero está aislada en el regadío; el otro grupo observado en el dendrograma, (B-E) al que luego se une G, son menos densas, excepto B. Las choperas D y C las menos densas, se separan del resto.

Como es lógico, al estar este valor de volumen del follaje relacionado con la altura, se observan también las relaciones observadas anteriormente entre similitud y altura de las choperas.

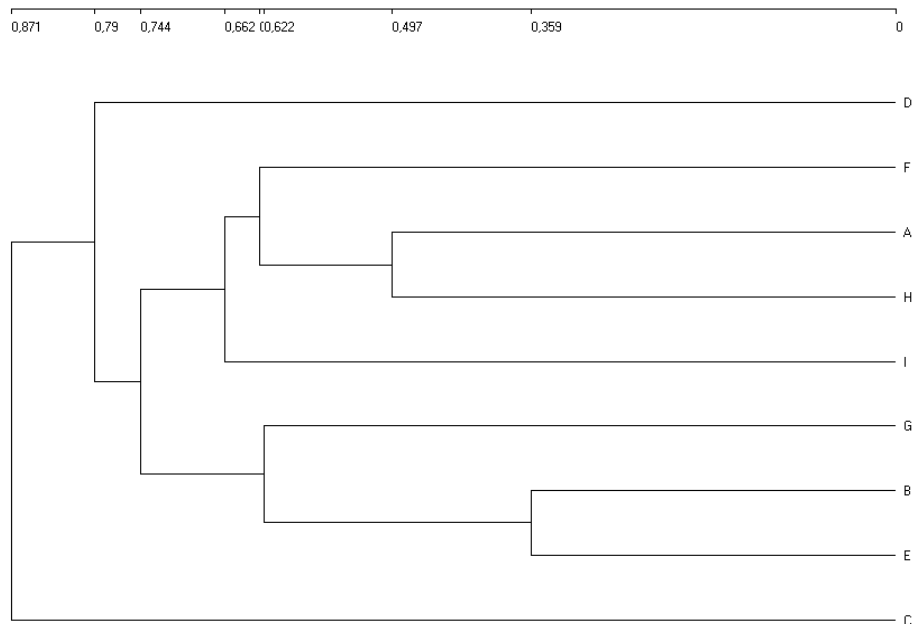
Mediante el coeficiente de Spearman, comprobamos que existe una correlación positiva y estadísticamente significativa entre los valores de diversidad de aves ( $r_s = 0.677$   $r_s > 0.60$   $p (0.10)$   $n=9$ ) y el volumen del follaje, e igualmente con la riqueza ( $r_s = 0.61$   $r_s > 0.60$   $p (0.10)$   $n=9$ ).

Una situación parecida se refleja en el análisis factorial de correspondencias (graf. 4.6), donde la chopera C, la más joven y con mínima densidad de follaje, se presenta separada y a ella se asocian aves granívoras, como el Verderón, Jilguero, y otras asociadas a los herbazales que la rodean, Ruiseñor común y Zarcero; también separada, al igual que en el dendrograma, se presenta la Chopera D, con baja densidad y aislada entre los cultivos, a la que se acercan, aunque sin aparecer ligados a ella, el Gorrión común y el Pinzón, que no están especialmente asociados a ninguna chopera, ya que son especies ubiquestas, y ligadas a entornos agrarios en general.

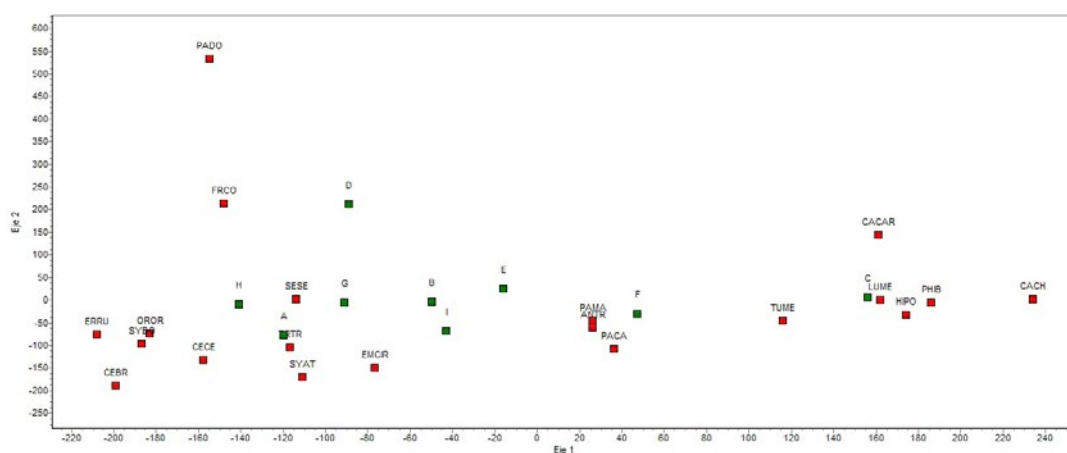
El resto de especies aparecen cercanas al resto de choperas; la chopera F, ligeramente diferenciada del resto, situada en un entorno mixto de ribera natural y cultivos, atrae a los páridos, insectívoros de fronda arbórea, repartiéndose el resto de especies entre el resto de choperas; las choperas A y H, con alta similitud atraen a un conjunto de especies variadas, pero todas ellas ligadas a zonas con cobertura vegetal alta, así se asocian, desde la Oropéndola, la Curruca mosquitera, el Agateador y la Curruca capirotada, más ligados al arbolado, hasta

Cetia ruiseñor, Chochín y Verdecillo y Petirrojo que ocupan el estrato arbustivo de las zonas de ribera del entorno de estas choperas.

La importancia del arbolado en primavera, atrayendo a este grupo de especies de fronda arbórea, mantiene los valores de diversidad de la chopera en la época reproductora en valores similares a los de riberas naturales; hecho encontrado al comparar los valores comunitarios de riberas naturales y repobladas. A mayor complejidad estructural de la vegetación, la avifauna responde mejorando su riqueza, diversidad y abundancia.



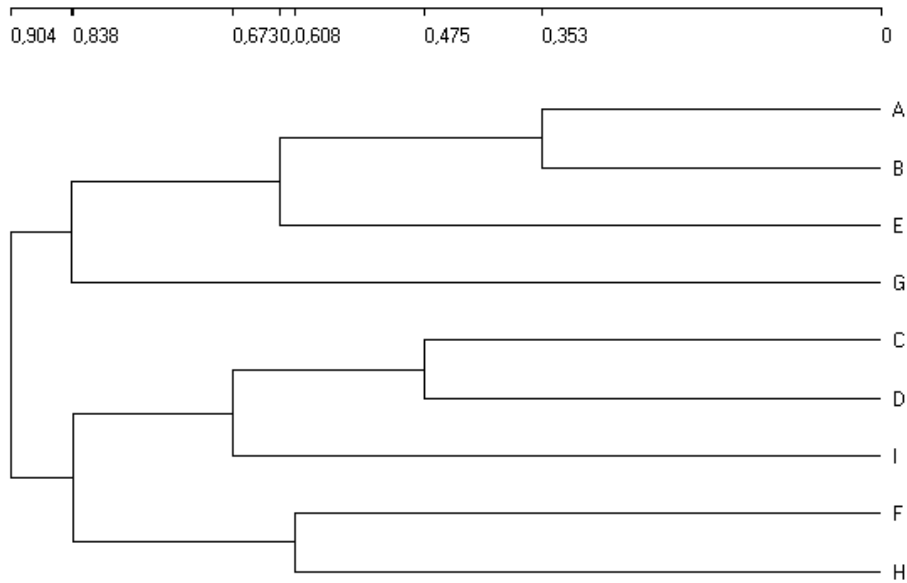
Gráfica 4.5 Dendrograma basado en el índice cuantitativo de Bray Curtis. Comunidad reproductora de las choperas.



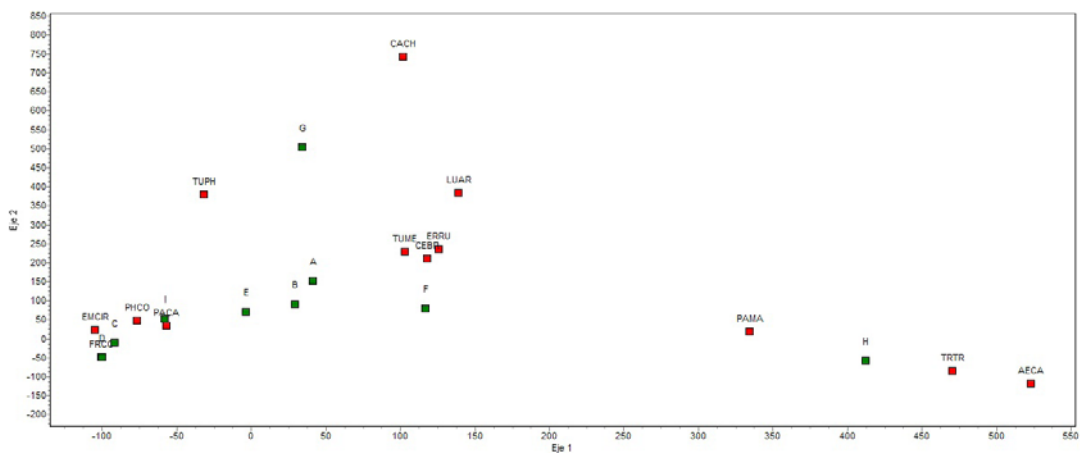
Gráfica 4.6 Proyección de las especies en época reproductora y las muestras en los dos primeros ejes del análisis factorial. Las especies a las que corresponden las abreviaturas están en el anexo IV.

En el dendrograma de la época invernante, (graf. 4.7) vemos que la formación de grupos de choperas, no es nítida y las similitudes responden en algunos casos, pero no en todos, a patrones relacionados con la edad o la altura de los

árboles, choperas (A-B) y choperas (F-H), sugiriendo relaciones más complejas con los hábitats circundantes, choperas A, B, E, G. Observando la figura del análisis factorial (graf. 4.8), vemos como se asocian las diferentes especies de aves a las diferentes choperas respondiendo a las características del entorno circundante. A las choperas C y D, aisladas en medio de los campos de cultivo, se asocian especies granívoras como el Escribano soteño y el Pinzón, que encuentran alimento en los rastros circundantes, otras especies granívoras como el Verderón o la Totovía, se presentan más uniformemente repartidas, mientras que el resto de especies, insectívoras en su mayoría, se asocian al resto de choperas que están en contacto con riberas naturales; los páridos haciendo gala de su notable ubicuidad, se reparten de un modo uniforme, pero cercanos a las choperas H e I, maduras y en contacto con la ribera natural además de regadíos.



Gráfica 4.7 Dendrograma basado en el índice cuantitativo de Bray Curtis. Comunidades invernantes de las choperas



Gráfica 4.8 Proyección de las especies en época invernante y las muestras en los dos primeros ejes del análisis factorial. Las especies a las que corresponden las abreviaturas están en el anexo IV.

## 4.4 DISCUSIÓN

Hemos visto que tanto en invierno como en primavera, las comunidades de aves de las choperas son pobres en especies y con una baja abundancia. Este empobrecimiento, se ha encontrado en otras repoblaciones forestales; en eucaliptales de Galicia, Bongiorno (1982), observa el clásico empobrecimiento de la avifauna nativa concomitante a estas plantaciones; en la fase de chirpial del eucaliptal, solo se encuentran 4 especies, una densidad mínima de 7.1 aves/10 Ha, diversidad de 0.83 y ID de 84.5, al compararlo con la riqueza y diversidad de la campiña gallega y la fraga de *Quercus robur* y castaño, con una riqueza de 24 especies, densidad de 59.5 y diversidad de 2.61, ID 27.1 resulta esclarecedora; en repoblaciones de pino de la cordillera cantábrica (Álvarez y Purroy, 1993), se miden ID de 47.7 para la primavera y 64.8 en invierno.

A pesar de ello, el ID hallado en las choperas de repoblación estudiadas, (28.7 y 47.6 en primavera e invierno, respectivamente), dista bastante de ser tan alto como el de otras repoblaciones forestales, acercándose más a los valores de las riberas naturales estudiadas que oscilan entre 21.4 y 37.5 en primavera y 30 y 45 en invierno y está en el rango de otros bosques de la Cordillera Cantábrica, (Álvarez y Purroy, 1993) siendo valores similares a los de los hayedos o los sabinares en primavera o abedulares en invierno. Así si observamos estos valores en este contexto y analizamos el grado de variación de estos índices en medios forestales, vemos que en la Cordillera Cantábrica, en la época reproductora, el bosque con menor índice de dominancia es el hayedo- robledal con un valor de 23.5 y el mayor el abedular con un ID de 40; en este contexto los valores de las formaciones en las orillas de los ríos, 28.7 para las choperas repobladas y 28 para las riberas naturales, sitúan a las comunidades de aves de estas formaciones, entre los bosques con menor índice de dominancia; en invierno ocurre algo similar; el ID oscila entre 27 del sabinar y 51 del roble albar. Igualmente las formaciones ribereñas, 47.6 para las choperas repobladas y 35 para las riberas naturales se sitúan en este rango.

Otras repoblaciones como eucaliptales o pinares de repoblación sí presentan ID mucho mayores; Bongiorno (1982) considera el índice de dominancia aviar (ID), como un índice biológico de perturbación del hábitat, que mediría el estrés ambiental, pero en el caso de las choperas de repoblación, no encontramos un aumento del índice de dominancia, encontrado en repoblaciones de pinos o eucaliptos; este hecho tiene que ver con el carácter ecotónico de las choperas de repoblación, pues este es preponderante al encontrarse inmersos en un mosaico de hábitats; aunque la chopera de repoblación como ente aislado es un ecosistema pobre en aves, la influencia que reciben del mosaico de hábitats que la rodean es muy alta, provocando que los valores de ID no sean tan bajos como en otras repoblaciones forestales, manteniendolos en valores similares a las riberas naturales.

De acuerdo con los datos expuestos sobre la composición específica de las choperas de repoblación, uno de los datos que más llama la atención es la alta abundancia de Oropéndola, incluso por encima de la abundancia en riberas naturales. Se estima que entre los ambientes más favorables para la oropéndola

están las riberas arboladas con una densidad de 1.24 aves/10 Has, y los robledales del piso supramediterráneo con 1.89 aves/10 Has (Carrascal y Palomino, 2009); en la ribera del río Agueda (Salamanca) alcanza las 4 parejas /10 Has (Peris y Carnero, 1988); nuestros datos, similares a estos, **1.67 aves/10 Has** contrastan con los valores de 0.47 aves/10 Has, en vegetación ribereña natural del Payuelo, y de 0.02 aves/10 Has en otras plantaciones de chopos (Purroy, 1993). En los últimos años asistimos a una tendencia creciente de la especie, apuntada por Carrascal y Palomino (2009), que estiman en España una subida de la Oropéndola del 4.7% (IC 2.9%-6.4%), entre 1998-2006. Tomando los datos con cautela, ya que los métodos de muestreo son diferentes, nuestros datos parecen confirmar la tendencia creciente de la Oropéndola en la provincia.

Respecto al Cuco, aún siendo una especie que no alcanza grandes densidades en general, en la mayoría de los casos los valores de densidad están por debajo de 0,5 aves/10 Has, (Fouces-Saez, 2003), nosotros encontramos en las choperas valores aceptables de 1.11 aves/10Has.; hay algunos casos excepcionales de áreas con densidades mucho mayores, por ejemplo densidades de 3,8 aves/10 Has durante el mes de Junio en un robledal estudiado (Zamora y Camacho, 1984a); la densidad promedio en Sierra Nevada es de tan solo 0,24 aves/10 Has. (Martínez, 2009) y en la Cordillera Cantábrica, sus mayores densidades están en robledales y quejigales 0.2 aves/10 Has (Álvarez, 1989), y hayedos 0.2-0.3 aves/10 Has (Costa, 1993), encontrándose las máximas densidades en robledales de *Quercus petraea* en Navarra, con 3.18 aves/10 Has (Purroy, 1975). Los valores hallados en este estudio, parecen situar la abundancia de Cuco por encima de la media, pero en línea de las abundancias en medios ecotónicos de 11 aves/km<sup>2</sup> (Carrascal y Palomino, 2009), sin que parezca haber diferencias significativas con el resto de riberas naturales estudiadas.

## 4.5 CONCLUSIONES

- PRIMERA** Las choperas de repoblación siguen el patrón de menores valores de riqueza y diversidad invernante que reproductora, hallado en otros medios forestales de la provincia de León, aunque puntualmente en zonas de dormideros pueden detectarse enormes abundancias nocturnas.
- SEGUNDA** En la comunidad invernante, la riqueza y la diversidad fueron estadísticamente menores en las choperas de repoblación que en las riberas naturales; sin embargo en la época reproductora solo se evidenciaron menores valores de riqueza, mientras que la diversidad no mostró diferencias significativas.
- TERCERA** En época reproductora, existe una correlación entre el volumen del follaje del arbolado y los parámetros ecológicos (riqueza y diversidad) de la comunidad de aves lo que explica que los valores de diversidad aviar en las choperas repobladas y en las riberas naturales sean similares.
- CUARTA** La abundancia de las especies de paseriformes en las choperas es muy baja en la época invernante, estando dominada por bandos de especies generalistas y granívoros de suelo y hierbas y bandos de páridos, especialmente mitos. El Pinzón vulgar es la especie más abundante en las choperas durante todo el año.
- QUINTA** La Oropéndola europea, muestra mayores valores de abundancia en las choperas de repoblación que en las riberas naturales, ligada a la existencia de árboles de gran porte, independientemente de que sean naturales o repoblados.
- SEXTA** El Cuco común es una de las especies más abundantes en las choperas de repoblación, alcanzando valores de densidad en línea con los calculados para medios ecotónicos, mostrando una correlación positiva estadísticamente significativa con la abundancia de Chochín y Petirrojo, especies a las que parasita.







# **CAPÍTULO 5**

**SERVICIOS DE LAS RIBERAS**



## ÍNDICE CAPÍTULO 5

5.1 Introducción .....	223
5.2. Identificación de los ecoservicios del bosque de ribera .....	228
5.3 Valoración de ecoservicios .....	230
5.3.1.1 Métodos .....	232
5.3.1.2 Resultados .....	234
5.3.2 Evaluación del Ecoservicio Control de plagas .....	238
5.3.2.1 Métodos .....	240
5.3.2.2 Resultados .....	242
5.4 Discusión .....	247
5.5 Conclusiones .....	255

## OBJETIVOS

Revisión del concepto de ecoservicio y de los ecoservicios asociados a los bosques de ribera.

Valoración del papel del bosque de ribera en la laminación de avenidas.

Valoración del impacto de la comunidad de aves que habitan en el bosque de ribera, sobre las poblaciones de invertebrados que pueden resultar perjudiciales para la arboleda y los cultivos circundantes.



## 5.1 INTRODUCCIÓN

La investigación sobre los servicios del ecosistema, o ecoservicios, como lo bautizaron Bulte et al. (2005), ha tenido un importante desarrollo en los últimos años, en especial desde el proyecto de Evaluación de Ecosistemas del milenio MA (MA, 2003).

En una primera aproximación hay que tener claro que no es lo mismo el funcionamiento ecológico que las funciones de los ecosistemas. El funcionamiento ecológico es inherente al ecosistema, siendo el conjunto de procesos ecológicos. Por otro lado, las funciones de los ecosistemas parten de un punto de vista antropocéntrico como la potencialidad de crear servicios a la sociedad.

De Groot et al. (2002), clasifican las funciones de los ecosistemas en cuatro categorías:

1. Funciones de **regulación**: la capacidad de los ecosistemas para regular los procesos ecológicos esenciales, por ejemplo, regulación climática, control ciclo nutrientes o control ciclo hidrológico.

2. Funciones de **sustrato**: la provisión de condiciones **espaciales** para el mantenimiento de la biodiversidad, (también denominadas funciones de hábitat).

3. Funciones de **producción**: la capacidad de los ecosistemas para crear biomasa que pueda usarse como alimentos, tejidos.

4. Funciones de **información**: la capacidad de los ecosistemas de contribuir al bienestar humano a través del conocimiento, la experiencia, y las relaciones culturales con la naturaleza, por ejemplo, experiencias espirituales, estéticas, de placer, recreativas.

Para cada uno de estos tipos de funciones es posible identificar diferentes usos o aprovechamientos que el ser humano hace de los ecosistemas, bien sea consciente o inconscientemente y/o de manera directa o indirecta (Tabla 5.1).

### **A este uso se le denomina ecoservicios o servicios de los ecosistemas.**

A pesar de que el término de **servicios de los ecosistemas** viene usándose desde 1981 (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Ehrlich y Money, 1983), la literatura no se pone de acuerdo en cómo el término debe ser definido y usado (Barbier, 2007; Boyd, 2007; Wallace, 2007). Numerosos autores han reconocido la necesidad de evolución del propio concepto de 'servicios de ecosistemas', con el fin de validar cómo este es definido y utilizado por los científicos, gestores, actores locales o educadores ambientales (Sutherland, 2000; Carpenter et al., 2006; Sachs y Reid, 2006; Kinzing et al., 2007).

Estas diversas definiciones sugieren que, aunque existe una idea generalizada sobre qué son los servicios, existe importantes diferencias en el concepto, que pueden promover que los proyectos relacionados con los **ecoservicios** eva-



lúen o valoren diferentes aspectos de las relaciones naturaleza-sociedad, ya que el concepto varía desde los '**procesos y condiciones**' (Daily, 1997), hasta los '**beneficios últimos obtenidos por la sociedad**' (Boyd y Banzhaf, 2007; Wallace, 2007). La Evaluación del Milenio (MA, 2003) los define como los **beneficios** que las personas obtienen de los ecosistemas, incluyendo aquellos beneficios que la gente percibe y aquellos que no perciben (Constanza, 2008).

En este trabajo hemos optado por considerar un ecoservicio como un **uso** que se hace de una determinada función y que a través del **flujo de servicios** producen determinados **beneficios** (Chichilmisky, 1996). Seguimos el concepto de **la cascada de los servicios de los ecosistemas**, (Gráfico 5.1), (Martín-López y Montes, 2010). Los ecosistemas tienen la capacidad de generar servicios a partir de las funciones, contribuyendo a mantener el bienestar humano; es en este instante, cuando los ecosistemas son entendidos no solo por sus valores intrínsecos, sino también por sus valores instrumentales, convirtiéndose en capital natural. De esta manera se vincula los ecosistemas y la biodiversidad con el bienestar humano a través del **flujo de servicios** (Grifo y Rosenthal, 1997).

#### Funciones de los ecosistemas

Analizadas desde una perspectiva antropocéntrica, hacen referencia a todos aquellos componentes y procesos de los ecosistemas con la capacidad de generar servicios de los ecosistemas para el bienestar humano.

#### Servicios de los ecosistemas

Contribuciones directas o indirectas de los ecosistemas al bienestar de la sociedad. El concepto de "bienes y servicios de los ecosistemas" equivale al de "servicios de los ecosistemas", que incluye las contribuciones tangibles e intangibles.

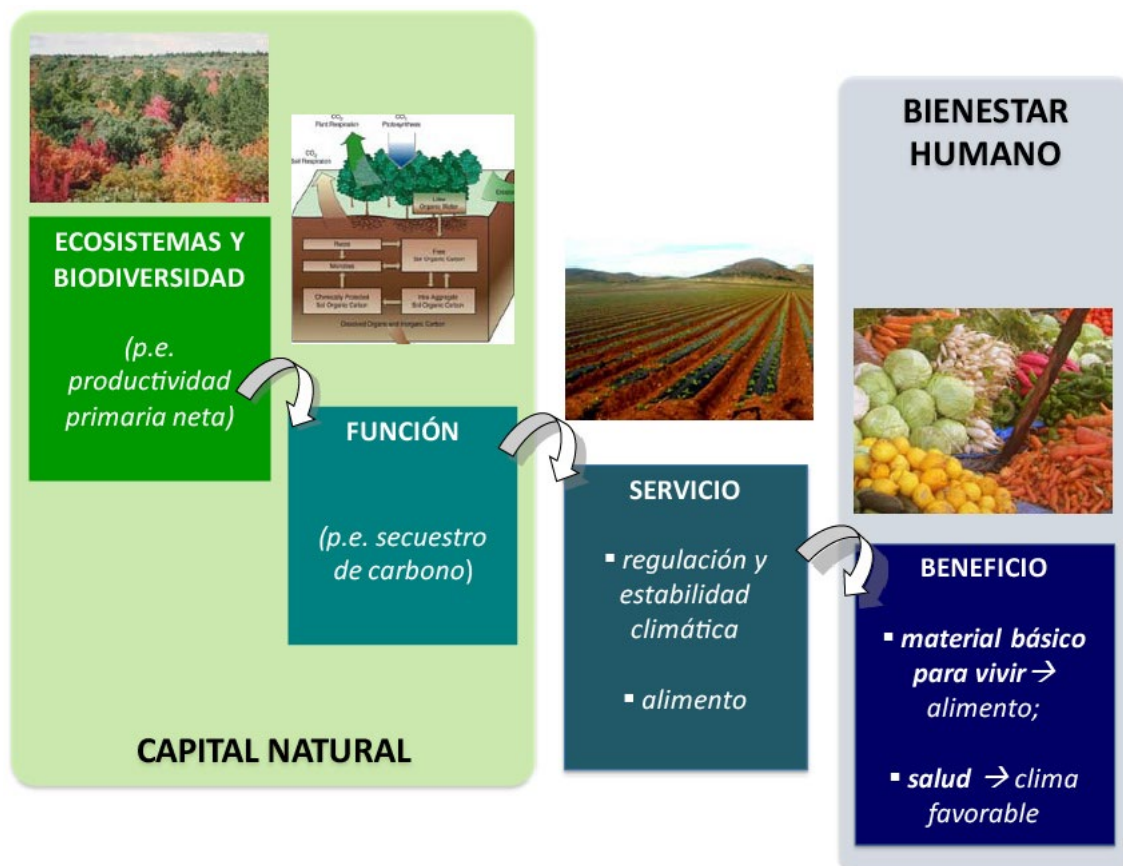


Gráfico 5.1 La cascada de los servicios de los ecosistemas. Fuente: Martín-López, B. y Montes, C. (2010)

Por tanto, las funciones existen independientemente de su uso, demanda, disfrute o valoración social, traduciéndose en servicios solo cuando son usadas de forma consciente o inconsciente, por la población. De este modo, la traducción de una función en un servicio implica necesariamente la identificación de los beneficiarios, del tipo de disfrute realizado, así como la localización espacio-temporal de su uso.

En general, se consideran tres categorías o tipos de servicios: abastecimiento, regulación y culturales (MA, 2003; Hein et al., 2006).

Los servicios de **abastecimiento** son los productos obtenidos **directamente** de los ecosistemas, como el alimento, la madera o el agua potable, los servicios de **regulación** son los beneficios obtenidos de manera **indirecta** de los ecosistemas, como la purificación del agua, el control de erosión del suelo, control climático, y finalmente, los servicios **culturales** son los beneficios **no materiales** que la gente obtiene a través de las experiencias estéticas, turismo o el enriquecimiento espiritual. Aproximadamente el 40% de la productividad del ambiente terrestre es dominado por las necesidades humanas en recursos naturales (Vitousek, 1994).



**socio-cultural y monetario.** Mientras que el primero no depende de las preferencias sociales y por tanto se vincula con la capacidad de los ecosistemas y la biodiversidad de suministrar servicios, los valores socio-culturales y monetarios dependen de las preferencias humanas, bien por cuestiones éticas o tradiciones (dimensión socio-cultural), bien por la demanda de servicios por parte de la sociedad (dimensión monetaria), (Gráfico 5.3).

**La idea clave,** es identificar los ecosistemas que proveen el ecoservicio, cuantificarlo y evaluar como los cambios en estos ecosistemas afectan a la provisión de esos servicios (Daily, 1997; Daily, 1976 y McNeely, 1988).

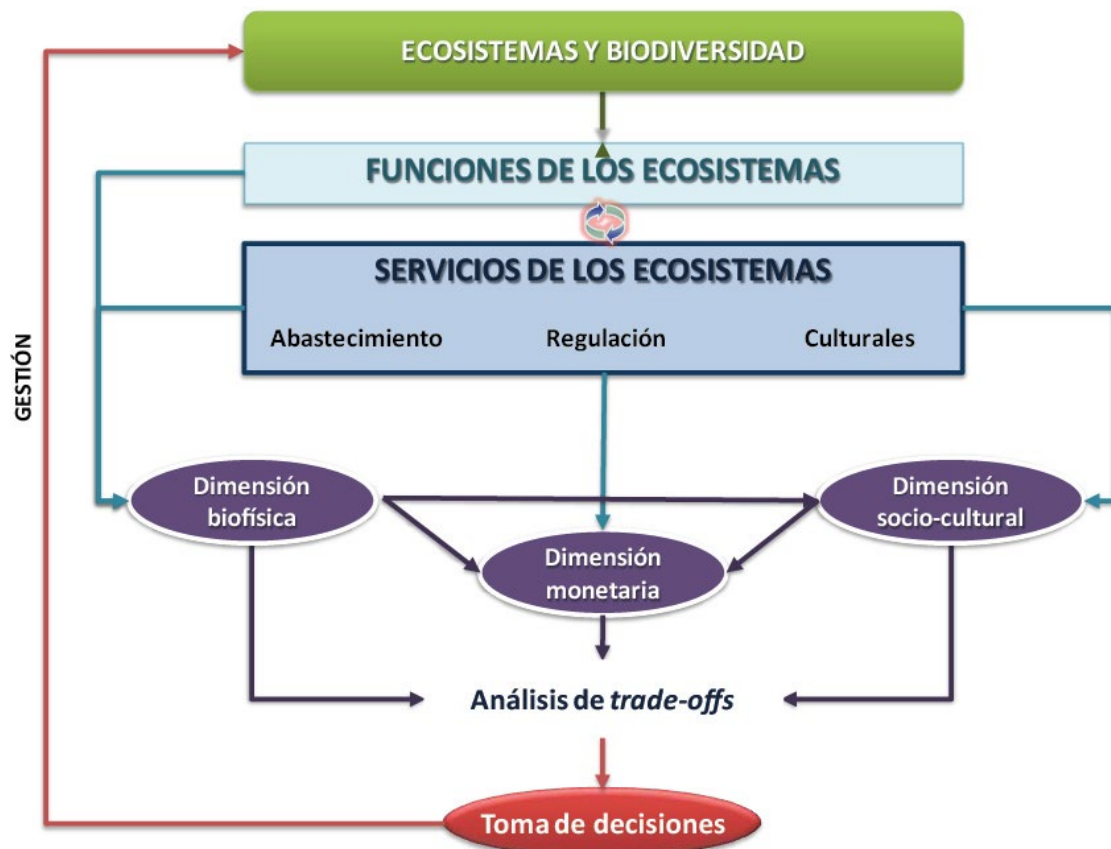


Gráfico 5.3 Metodología para la evaluación de los servicios reconociendo la multidimensionalidad de los servicios de los ecosistemas. Fuente: Martín-López et al. (2007).

## 5.2. IDENTIFICACIÓN DE LOS ECOSERVICIOS DEL BOSQUE DE RIBERA

A partir de la lista de ecoservicios (De Groot et al., 2002; MA, 2003; Gómez-Baggethun y de Groot, 2007) elaboramos la siguiente tabla, donde identificamos los ecoservicios ofrecidos por los bosques de ribera (Tabla 5.1), tanto relacionadas con la dinámica fluvial como con el funcionamiento ecológico del río.

Tabla 5.1 Ecoservicios de los bosques de ribera (Elaboración propia, a partir de varios autores).

Función	Tipo de servicio	Ecoservicio
Regulación	Regulación	Laminación de las avenidas Producción de suelos fértiles Microclima Modera la temperatura del agua y regula la eutrofización Depura el agua (Filtro verde)
Sustrato (Espacio físico)	Abastecimiento	Proporciona alimento a las especies animales Fijación del nitrógeno Recursos forestales (plantaciones)
	Regulación	Mantenimiento de una elevada biodiversidad Control de plagas
	Cultural	Especies cinegéticas <sup>1</sup> Especies amenazadas y/o carismáticas <sup>2</sup>
Producción	Abastecimiento	Alimento para el ser humano Productos forestales madera y otros Plantas medicinales <sup>3</sup> Energía, combustibles Materiales para construcción
Información	Cultural	Recreativos Ecoturismo Patrimonio eco-cultural Educación Investigación

Partiendo de la tabla 5.1 describimos los ecoservicios del ecosistema bosque de ribera.

1. Laminación de las avenidas: La vegetación de ribera tiene un papel fundamental a la hora de frenar el flujo de la corriente fluvial, especialmente en crecidas (Ballarín y Rodríguez, 2013). La vegetación modifica el ETR (déficit de escorrentía) de la cuenca y controla el efecto erosivo del agua.

2. La vegetación contribuye a la sedimentación de la carga en suspensión que lleva el río, generando un sustrato muy rico en nutrientes (Ballarín y Rodríguez, 2013), además se favorece la retención del agua porque la vegetación disminuye la evaporación directa sobre el suelo. Cuanto más profundas sean las raíces de la vegetación, mayor es su capacidad funcional en las funciones comentadas.

3. Crea un microclima húmedo, resguardado del viento, por el efecto cortavientos y con menores temperaturas.

4. Modera la temperatura del agua, reduciendo sus oscilaciones y controlando la luz que le llega, lo que reduce el riesgo de eutrofización al no permitir un hiper-desarrollo de algas y otros tipos de vida en el interior del agua. Por otra parte el exceso de temperatura es perjudicial para las especies de peces más apreciadas, como los salmónidos.

5. Contribuye a la depuración de las aguas freáticas y superficiales en un efecto conocido como filtro verde. Además mejora la velocidad de infiltración de los suelos y posibilita la recarga de los acuíferos.

6. Mantiene una gran diversidad y riqueza de especies animales, por su carácter de refugio biogeográfico, ecotono y corredor, ofrece nichos a especies que solo se mantienen en las riberas, y albergan nichos exclusivos de especies animales y vegetales amenazadas. Ofrece refugio para muchas especies acuáticas y terrestres de todo tipo, como lugares de puesta, desarrollo, alimentación y reposo. Esta función de corredor verde sirve para una mejor interacción del río con los ambientes adyacentes y es un espacio de gran riqueza (Ballarín y Rodríguez, 2013).

7. Control de plagas. Debido a que la base trófica de muchas especies que viven en las riberas son los invertebrados, el bosque de ribera incide en la regulación de especies que pueden llegar a ser plagas perjudiciales para los árboles y cultivos circundantes.

8. Proporciona materia y energía tanto al ecosistema terrestre como al ecosistema fluvial, a través de las hojas y otra materia que cae al agua y sirve de alimento a la fauna invertebrada, que a su vez alimenta a depredadores.

9. Favorece la fijación del nitrógeno y fertiliza los suelos de las riberas, tanto de forma directa – capacidad particularmente importante en los alisos- como indirecta, al retener los sedimentos como se ha comentado anteriormente.

10. Efecto corredor: Constituye refugios biogeográficos y ecológicos de gran importancia en amplios territorios, especialmente en los más secos y desprovistos de otra vegetación arbórea y arbustiva. Funcionan en este sentido como vías migratorias y de colonización (Sterling Carmona, 1996).

11. Es hábitat de especies de caza y pesca, siendo tanto un uso de abastecimiento por ser un alimento, como cultural, por el aspecto recreativo de la caza y la pesca; es destacable la importancia de los beneficios económicos derivados de las aves cinegéticas, tanto aves acuáticas (Ánade azulón, Cerceta común, Agachadiza común, Agachadiza chica, Gallineta común) como aves que usan la ribera (Paloma torcaz, Paloma zurita, Tórtola europea, Chocha perdiz, Zorzal común, Zorzal real y Zorzal alirrojo). Los cotos de caza con riberas aumentan significativamente sus valores venatorios gracias a estas aves, además del corzo, ungulado cada vez más común en estos hábitats (Costa, L. 1984).

12. Es hábitat de especies amenazadas y/o carismáticas. Debido al valor de su existencia, es un servicio de tipo cultural.



13. Los bosques de ribera, abastecen de multitud de productos, desde alimento para el ser humano, frutos, plantas comestibles, productos forestales, madera para construcción o como combustible, plantas medicinales, hongos, especies cinegéticas y piscícolas y agua potable.

14. Los usos de tipo cultural que la ribera ofrece, contempla desde su uso recreativo, ecoturismo (Whelan, T. 1991; Lindbery y Hawkins, 1993) patrimonio eco-cultural, educación, investigación; en este sentido se desarrolla el proyecto GREEN (Global Rivers Environment Education Network), proyecto que anima a los profesores a dirigir a sus alumnos al río local para ver su calidad de agua, analizar los usos de la misma, y reconocer factores socioeconómicos que causan la degradación fluvial. (Stapp, 1995; Jacobson y McDuff, 1998).

### 5.3 VALORACIÓN DE ECOSERVICIOS

Una vez revisados los ecoservicios de los bosques de ribera, nos centraremos en la evaluación de dos de los ecoservicios descritos: la laminación de avenidas y el control de plagas; ambos servicios de la **categoría de regulación**, porque son servicios obtenidos de manera **indirecta** de los ecosistemas.

En la tabla 5.2 analizamos, además de los beneficios que se obtienen del ecoservicio, los factores necesarios para que una función se pueda traducir en un servicio: la identificación de los beneficiarios, el tipo de disfrute realizado y la localización espacio-temporal de su uso.

Tabla 5.2 Análisis de los factores relacionados con los ecoservicios.

Ecoservicio	Laminación de las avenidas
Beneficios	Frena el flujo de la corriente en las crecidas, minimizando el impacto del efecto erosivo de las riadas y en general los impactos derivados de las inundaciones. Favorece la fertilización del suelo.
Beneficiarios	Poblaciones del entorno del río. Administraciones encargadas de la gestión del ecosistema.
Tipo de disfrute	Económico, control de efectos perjudiciales, ahorro de infraestructuras de prevención. Seguridad ante las avenidas.
Localización espacio-temporal	Épocas de crecidas, en el cauce del río.
Ecoservicio	Control de plagas
Beneficios	Disminución de plaguicidas, mejorando la rentabilidad de las cosechas y disminuyendo su contaminación. Mejora salud arbolado. Control de molestias a la población.
Beneficiarios	Los agricultores por ahorro de costes. Los consumidores (productos más sanos). Usuarios sociales de la ribera.
Tipo de disfrute	Económico (costes plaguicidas) Para la salud (mejor calidad de alimentos, molestias insectos).
Localización espacio-temporal	La propia ribera. Todo el año, pero principalmente, primavera y verano.

## 5.3.1 EVALUACIÓN DEL ECOSERVICIO LAMINACIÓN DE LAS AVENIDAS



Gráfico 5.4 Esquema del ecoservicio: Laminación de avenidas

El buen estado del bosque de ribera es fundamental para el funcionamiento del sistema fluvial, ya que el bosque de ribera constituye la conexión natural entre el sistema fluvial y el terrestre. En los últimos tiempos, muchas líneas de investigación, defienden la idea de que estas conexiones han de ser lo más naturales posible, de forma que se favorezcan los procesos laterales; las modificaciones que se pueden ver en las orillas de los cursos fluviales suponen una pérdida, a veces total, de la conexión lateral e influyen en una disminución de la calidad ecológica del espacio ribereño (Ballarín y Rodríguez, 2013; Ollero, 2011). Una dinámica lateral correcta permitirá, en momentos de crecida, que los espacios adyacentes al río interactúen de forma directa disipando energía,

laminando el caudal, infiltrando parte del mismo lo que permitirá la recarga de los acuíferos y aportes de sedimentos que contribuyen a la mejora del sustrato y lo fertilizan. Igualmente, una buena conexión lateral permite que las pulsaciones de crecida (desbordamiento y regreso al cauce o laminación) realicen intercambios ecológicos de nutrientes y materia orgánica entre el cauce y la llanura de inundación, enriqueciendo enormemente ambos espacios. Además, la dinámica lateral natural de un río permite que el propio sistema fluvial diseñe su recorrido y morfología, generando nuevos meandros, nuevos cauces secundarios y humedales aluviales (Ballarín y Rodríguez, 2013).

La valoración del papel del bosque de ribera en estas funciones, es un tema complicado, ya que aunque detectar y medir cambios morfológicos en cauces fluviales es un tema de trabajo tradicional y muy desarrollado en Geomorfología Fluvial, la interpretación de dichos cambios identificando y valorando las causas que los originaron constituye una labor muy compleja (Schumm, 1991); en nuestro caso, con la dificultad añadida de carecer de datos “in situ” del pasado con los que establecer comparaciones. Hacemos una revisión teórica del estado de la cuestión y una valoración, con las limitaciones comentadas, del papel de la vegetación de ribera sobre la minimización de los impactos erosivos durante las avenidas.

Ollero et al. (2011), propone como indicador fundamental de cambio en los ríos la morfometría del cauce, considerándose indicadores de diagnóstico de las causas del cambio, la dinámica vertical, los caudales geomórficos y la vegetación del cauce.

### 5.3.1.1 MÉTODOS

Determinamos la morfometría, mediante observación de forma del cauce, y midiendo anchura y sinuosidad en foto aérea. La anchura se ha medido sacando una media de medidas tomadas cada 150 metros de río en los tramos estudiados en fotos aéreas de 1957 del vuelo americano y ortofotos del 2004. La sinuosidad se mide en 6 tramos de 10 kms, centrados alrededor de las bandas en que se censaron las aves (un tramo del río Torío, tres tramos del Bernesga y dos tramos del Jamuz) en tres momentos diferentes, en 1957, con las fotos de 1957 y ortofotos de 2000 y 2011 del proyecto PNOA. Las fotos del vuelo americano presentan algunas desventajas; la principal radica en que muestra deformaciones cónicas causadas por la perspectiva de la cámara, la altura o la velocidad de movimiento del avión en el momento de la toma, exigiendo el desarrollo de trabajos de ortorectificación (Wrobel, 1991; Niwa, 2002) y son en blanco y negro, lo que dificulta la identificación de los distintos elementos del paisaje. En nuestro estudio no se han ortorectificado, pero se han tomado los datos del centro de las fotos evitando los bordes minimizando el error. Elegimos el índice de sinuosidad de *Rust*; este índice hace una relación entre la medida en línea recta entre dos puntos de un río y la medida de una línea siguiendo fielmente su trazado. La medición se hace con ArcGIS, dibujando una línea sobre la orilla que sigue el río, y midiendo posteriormente su longitud en los dos momentos considerados. La anchura del área de ribera se mide en dos momentos, en 1957 y en 2004, en los mismos tramos que la sinuosidad. Se considera ribera el área ocupada por la lámina de agua junto con las orillas de vegetación ripícola. La resolución de

las fotos de 1957 no nos permite diferenciar la lámina de agua, especialmente donde el cauce es más estrecho.

Como indicadores de diagnóstico y siguiendo a Ollero et al. (2011), nos basamos en los caudales geomórficos, el estado de la vegetación ripícola y algunos parámetros propuestos en el (IHG) Índice Hidrogeomorfológico, (Ollero et al., 2007 y 2011), adaptándolos a nuestras posibilidades. En este caso no hacemos mediciones sobre las fotos de 1957, por las limitaciones comentadas, y porque tampoco hay datos homogéneos de caudales tan antiguos. Se trabaja con ortofotos y datos de caudales de 2000 y 2011.

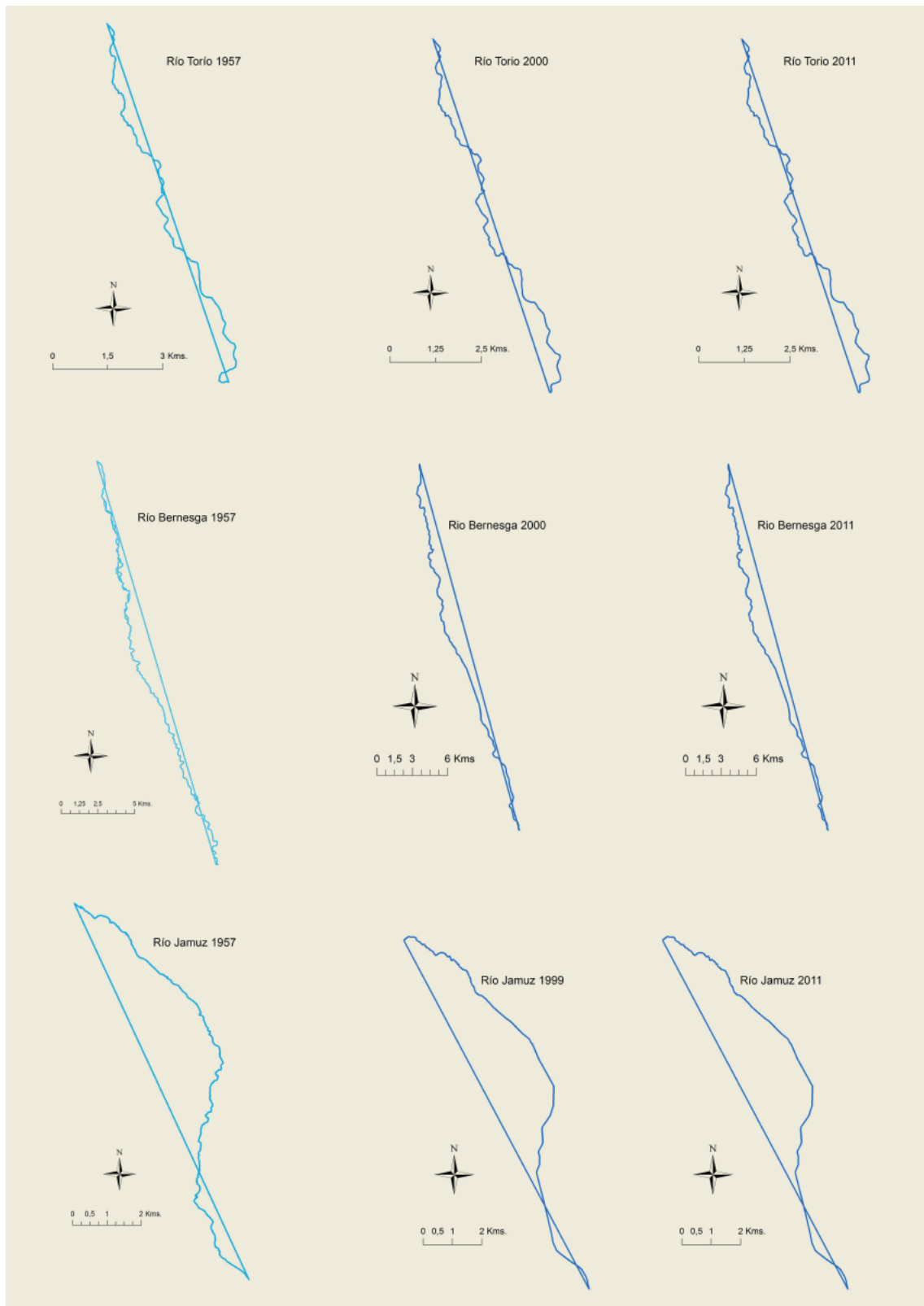
Los caudales geomórficos, son un excelente indicador tanto de alteraciones hidrológicas como de sus efectos geomorfológicos (Ollero, 2011). Dado que la máxima capacidad erosiva del río se da durante las crecidas, un factor a tener en cuenta son los **días que el caudal sobrepasa el caudal formativo**. Para determinar el caudal geomorfológico o caudal formativo del río, que es aproximadamente el caudal de desbordamiento cuando el río va a su máxima capacidad y es capaz de erosionar, utilizamos la aplicación CAUMAX, mediante la cual podemos seleccionar puntos de la red hidrográfica y hallar los caudales de la máxima crecida ordinaria, el “*bankfull*” anglosajón. Este es uno de los métodos más fáciles e inmediatos para hallar el caudal formativo. A partir de ahí y consultando los anuarios de aforos de la Confederación Hidrográfica del Duero contamos cuántos días en el periodo 2000/2011 se superó ese caudal.

En el periodo 2000/2011, también calculamos las superficies ocupadas por el ecosistema fluvial (lámina de agua más vegetación ribereña), frente al total de la superficie en un pasillo de 100 metros a lo largo del cauce por el que discurre el río, en los mismos tramos.

Para ver los procesos de dinámica fluvial y continuidad longitudinal, en los tramos estudiados de los ríos, los mismos 6 tramos del punto anterior, se marcan puntos en las fotos aéreas cada 150 metros aproximadamente, en los que se observa la estructura del cauce, asignando a cada punto a una de las categorías siguientes: agua rasa y lenta, corriente rápida, poza, acumulación de cantos, obstáculo natural, obstáculo artificial (dique, presa de ramas, cantos rodados, objetos) u otras que puedan desvelarse al mirar las ortofotos. La comparación de cambios a lo largo del tramo examinado en el lapso temporal indicará si existen o no procesos activos de cambio. Para establecer esta comparación, miramos los valores asignados a cada punto y contabilizamos los que han cambiado, estableciendo un porcentaje de puntos donde hubo cambios.

### 5.3.1.2 RESULTADOS

En el mapa 5.1 se representa el trazado del cauce de los ríos estudiados.



Mapa 5.1 Trazado de los ríos estudiados en los años 1957, 1999/2000 y 2011.



Si lo observamos a simple vista, vemos que el trazado del año 1957, 2000 y el 2011 es muy parecido, no habiendo grandes cambios en la forma del cauce; sin embargo el análisis de los datos (Tabla 5.3) indica cambios importantes en la sinuosidad y un aumento de la anchura media de la ribera, entre 1957 y 2004.

Tabla 5.3 Parámetros que determinan la morfometría del cauce.

Parámetros	Índice de sinuosidad			Anchura media de la ribera		
	Años	1957	2000	2011	1957	2004
Torío		1.22	1.21	1.21	15.97	29.86
Bernesga		1.24	1.10	1.11	23.20	86.46
Jamuz		1.29	1.16	1.16	11.25	21.12

En 1957, los tramos de los tres ríos se pueden considerar sinuosos, atendiendo a su geomorfología, ( $1.2 < \text{sinuosidad} < 1.5$ ); (Maza Álvarez, 1998); aunque ninguno llega a la categoría de meandriforme ( $\text{sinuosidad} > 1.5$ ). A la vista de los datos, observamos que entre el año 1957 y el 2000, los ríos Bernesga y Jamuz, pierden sinuosidad. De la mera observación de las fotos deducimos cambios importantes en el cauce del río Bernesga que presentaba a lo largo del tramo estudiado, numerosos ensanchamientos de cauce, que se abría incluso en dos o tres brazos, típico de su morfología original trenzada, dejando islas y barras de sedimentos en medio del cauce; hoy en día presenta un canal único y prácticamente rectilíneo. Estos cambios han sido ya descritos (Ballarín y Rodríguez, 2013) tal y como se muestra en el mapa 5.2.



Mapa 5.2 Cambios en la morfología del Río Bernesga aguas debajo de León. Fuente: Ballarín y Rodríguez, 2013.



En la primera imagen, marcado en amarillo sobre foto del vuelo americano (1957), el espacio original que ocupaba el río; en la segunda imagen el espacio ocupado se marca en rosa, sobre foto de 1972 del IRYDA y en la tercera imagen en azul, el cauce actual, después de la canalización, sobre foto del 2009. Actualmente el río ocupa en este tramo, una quinta parte del espacio original.

El río Jamuz, además de tener una pequeña presa en Santa Elena de Jamuz, ha sufrido canalizaciones en varios tramos, la más drástica a su paso por Quintana del Marco, provocando también una disminución importante de la sinuosidad.

La anchura del área ocupada por vegetación ripícola ha aumentado en los tres ríos, entre 1957 y 2004. El proceso de expansión de masas forestales está ampliamente documentado y las riberas no son una excepción. El abandono de los campos en los suelos más pobres, la menor o nula carga ganadera y el cese de las actividades extractivas (madera, leña, carbón, etc.) han contribuido decisivamente a la expansión del bosque (Debussche et al., 1999; Bonet, 2004; Pueyo and Beguería, 2007). En nuestra zona, también está ocurriendo este proceso y observamos en las fotos aéreas como en 1957, las zonas de cultivos se extendían casi hasta la misma orilla. Actualmente se ha producido una disminución de la intensificación agraria muy importante y la vegetación ripícola ha ido colonizando de nuevo el territorio que le era propio.

Si consideramos la morfometría como indicador fundamental de cambio en los ríos, los resultados indican que entre 1957 y 2000, ha habido cambios en la morfometría del cauce, mientras que en los últimos 10 años, el cauce no presenta cambios.

Para indagar en las causas de estos procesos, se estudian algunos de los indicadores de diagnóstico propuestos en el (IGH), (Ollero et al., 2007 y 2011) como ya hemos explicado anteriormente. En la tabla 5.4 se exponen los porcentajes de cambio entre 2000 y 2011, de todos los parámetros medidos.

Tabla 5.4 Porcentajes de cambio de los Parámetros de dinámica fluvial y vegetación

Río	% Cambios cauce	% Variación cobertura vegetación ripícola	Días que se supera el caudal geomórfico
Torío	33	3.97	64
Bernesga	27.6	-4.8	4
Jamuz	0	1.15	0

Indagamos en los datos, buscando posibles relaciones entre los parámetros que nos indican procesos activos en la dinámica fluvial, la cobertura de la ribera y los días que se supera el caudal geomórfico, haciendo un test de correlación, el test no paramétrico de Kendall, y obtenemos un valor de correlación máximo (1), entre estos parámetros y días que se supera el caudal geomórfico; sin embargo

la relación con la vegetación solo obtiene un valor de correlación de (0.33), con las crecidas y los cambios del cauce.

Concluimos que encontramos una estrecha correlación entre algunos parámetros que nos informan de procesos activos de dinámica fluvial y las crecidas del río, pero no con la variación de la vegetación, aunque detectamos una correlación positiva, el valor de dicha correlación es muy bajo.

El caso del río Jamuz en la zona estudiada presenta dos intervenciones importantes, una presa que existe aguas arriba de la zona estudiada que regula su caudal (de ahí la ausencia de cambios en su cauce), y por otro lado el encauzamiento con escollera de hormigón a la altura de Quintana del Marco. En este tramo se ha desarrollado una extensa zona de carrizales, que nos sirve para ilustrar, como la vegetación es un buen indicador de diagnóstico (Fotografía 5.1).



Fotografía 5.1 Encauzamiento en el río Jamuz y crecimiento de carrizal en el cauce.

Es importante resaltar que la vegetación en el cauce se va imponiendo como indicador fundamental de cambio, en especial para identificar los efectos de procesos antrópicos (Ollero, 2011). El cambio global está generando un incremento de la vegetación en todos los cursos fluviales. En ríos regulados por embalses el crecimiento es más rápido y con dominio de especies de ribera, ya que los estiajes se han reducido y muchos años hay disponibilidad hídrica estival que garantiza la supervivencia de la vegetación. Sin embargo, en cursos no regulados el cambio global va provocando una colonización vegetal en buena medida presidida por especies climácicas propias del bosque en áreas de montaña y del matorral mediterráneo en cursos medios y bajos (Ollero, 2011).

En el Jamuz, se observa un ligero aumento del área ocupada por la vegetación de ribera, de un 1.15%; a pesar de que el área de ribera ha sido ocupada mayormente por choperas de repoblación, disminuyendo la vegetación ribereña autóctona, se compensa con un aumento de la vegetación acuática dentro del cauce (comunidades de carrizos, espadañas...). Los carrizales enraízan en las orillas fangosas de aguas detenidas contribuyendo a la colmatación de las orillas (Ollero, 2003).

En el caso de los ríos Torío y Bernesga, además de que se observan algunas variaciones que indican dinámicas activas en su cauce, también observamos va-

riaciones en el área ocupada por la vegetación ripícola; en concreto se observa una tendencia al aumento de la superficie, en especial en el río Torío, producida por la bajada de la actividad agraria y ganadera en las vegas de los ríos en zonas de montaña y la expansión de la vegetación arbustiva y arbórea a orillas de los ríos, fenómeno que se vienen observando desde mediados del siglo pasado. Sin embargo detectamos en el río Bernesga en los últimos 10 años, una disminución del área ocupada por vegetación ripícola; las causas de esta disminución están en el fuerte proceso de incisión existente en este río aguas debajo de la ciudad de León, que en algunos tramos llega a ser de cuatro metros (Ballarín y Rodríguez, 2013), hecho que provoca que en algunos tramos la ribera quede “descolgada” del cauce que acaba degradándose debido a una bajada del nivel freático; de nuevo, la vegetación es un síntoma de procesos geomorfológicos causados por factores antrópicos (extracción de áridos, canalizaciones), que han llevado a este río a ocupar un espacio de 1/5 de su cauce original (Ballarín y Rodríguez, 2013); otro síntoma es el desarrollo de carrizal que presenta a su paso por la ciudad, como consecuencia del azud existente.

### 5.3.2 EVALUACIÓN DEL ECOSERVICIO CONTROL DE PLAGAS

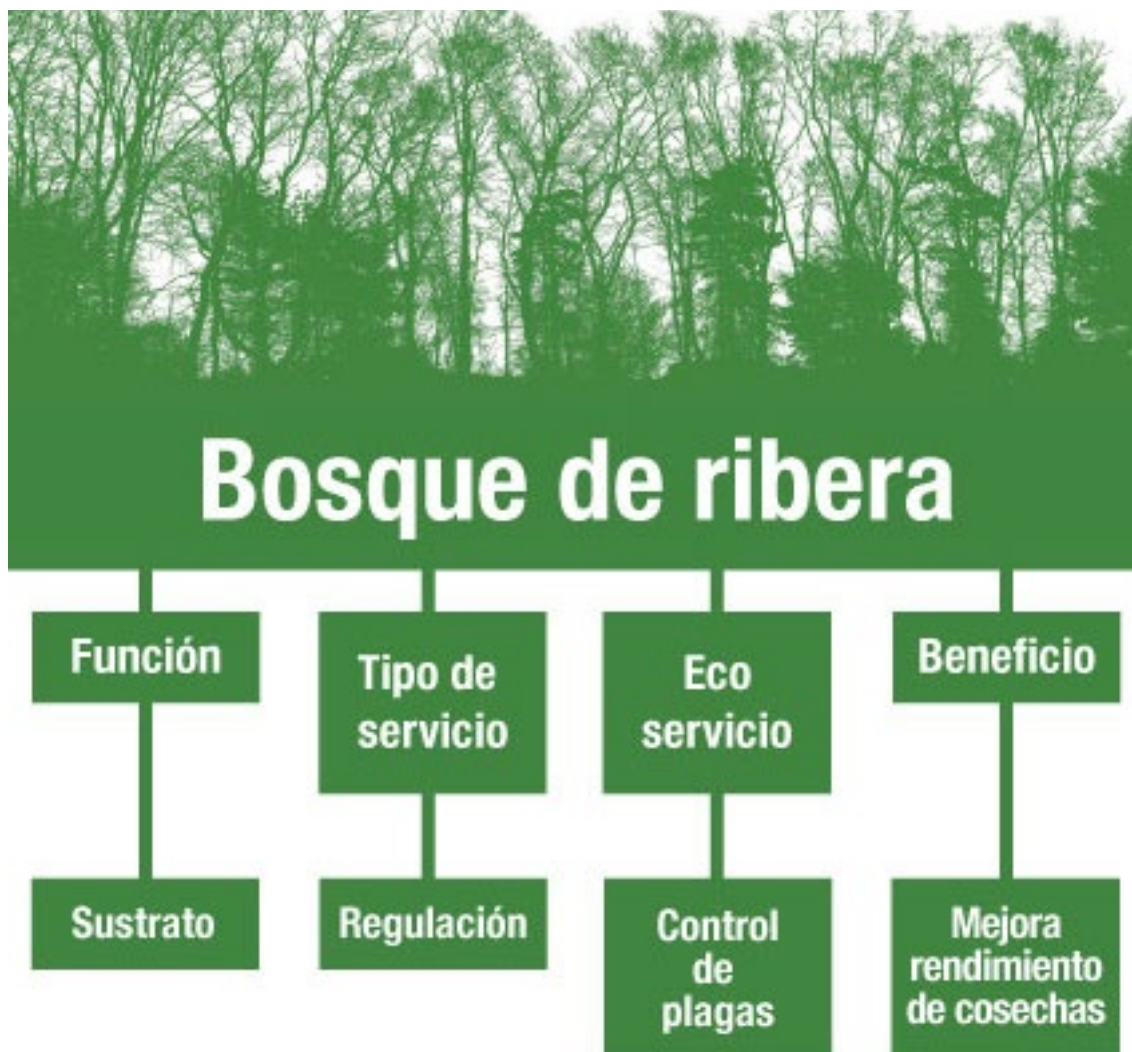


Gráfico 5.5 Esquema del eco-servicio: Control de plagas



El control natural de plagas, es aquel que sucede en las poblaciones de organismos sin intervención del hombre y que incluye además de enemigos naturales la acción de los factores abióticos del medio. Algunos estudios han mostrado que las aves pueden colaborar en mantener las poblaciones de insectos plaga en densidades bajas, permitiendo la reducción de uso de pesticidas (Kirk et al., 1996; Ronchetti, 1975). McEwen et al. (1986), aconseja que la acción combinada de pesticidas y aves predadoras contra plagas de insectos solo debería ser posible cuando los componentes químicos no mataran o repelieran las aves beneficiosas. España ha sido pionera en la cuenca Mediterránea en la lucha integrada contra plagas forestales (Ceballos, 1979), en base a fomentar la población de hormiga roja, aves insectívoras –cuya densidad se aumenta con nidales – y murciélagos.

El principal problema ambiental que justifica la defensa del control natural de plagas, es la generalizada utilización en las últimas décadas de pesticidas químicos para eliminar las plagas causadas por artrópodos, insectos y ácaros principalmente, y la falta de esquemas alternativos. Los pesticidas químicos son nocivos porque contaminan el suelo y el agua, disminuyen la fertilidad edáfica, alteran los ciclos biogeoquímicos, contribuyen al calentamiento global, disminuyen la biodiversidad en general, producen resistencias en las especies que causan las plagas y eliminan los enemigos naturales de dichas plagas; además, el efecto sobre las plagas disminuye progresivamente, lo que hace que la eficacia y rentabilidad de estos tratamientos sea cada vez menor (Tscharntke et al., 2005).

El uso de pesticidas ha producido cambios que han afectado muy negativamente a la biodiversidad de aves y pequeños mamíferos en las tierras agrícolas de Norteamérica y Oeste de Europa (Freemark and Boutin, 1994b; Terborg, H. 1992). Además algunos insecticidas (p.ej. carbofurano) todavía en uso hoy en día, tienen impactos letales sobre muchas especies de aves (Mineau & McLoughlin, 1994). Carson (1962), llamó la atención en su libro, “La Primavera Silenciosa”, sobre el efecto nocivo de los pesticidas en las aves de Inglaterra.

Partiendo de la hipótesis de que las poblaciones de aves insectívoras, realizan un control natural sobre determinadas especies-plaga que puede afectar a especies arbóreas presentes en la ribera, como chopos, olmos y frutales y también a cultivos de las zonas circundantes y que esto es beneficioso para la actividad humana, podemos afirmar que los bosques de ribera, como hábitat de una comunidad de aves insectívoras, indirectamente proveen al ser humano de un ecoservicio, el control de plagas, a través del consumo de artrópodos; de este modo, se produce una regulación o control natural de determinadas plagas de invertebrados, siendo fundamentalmente estas plagas de artrópodos (insectos y ácaros).

La medida en que las poblaciones de especies insectívoras existentes, contribuyan a la disminución de especies-plaga, favoreciendo la disminución del uso de pesticidas químicos, nos servirá para poder cuantificar el ecoservicio, en términos tanto de mejoras de rendimiento de cosechas, o de mejora en el estado de salud del arbolado, como en ahorro económico en pesticidas, y producción más saludable.

Así nos planteamos hacer una **cuantificación** de la predación que el conjunto de aves de ribera tiene sobre la comunidad de artrópodos, en término de biomasa consumida y medir la **amplitud del efecto**, valorando los cambios en la incidencia de las plagas de artrópodos debido a la predación por la comunidad de aves.

### 5.3.2.1 MÉTODOS

Se hace una revisión bibliográfica (Cramp & Brooks, 1992), de los datos de dieta existentes de las especies que componen la comunidad de aves en la ribera estudiada, buscando la proporción de artrópodos sobre el total de su dieta y las familias consumidas. A partir de nuestros propios datos de abundancia de aves seleccionamos las especies más abundantes, que son las que mayor contribución tienen sobre el consumo de poblaciones de artrópodos, ya que las especies esporádicas o con abundancias muy pequeñas, tienen una contribución muy baja respecto al total. Se seleccionan por separado especies presentes en la época reproductora e invernal, eliminando las especies que presentan un IKA un 30% menor a la media en cada estación; hacemos la selección por separado para no infra-representar las especies solo invernantes. Cumpliendo esta premisa nos quedan 49 especies, de las cuales, eliminamos las que no son propias de ribera, y aquellas con una dieta omnívora y/o oportunista como los córvidos, quedándonos con un conjunto de 33 especies.

Para calcular las cantidades aproximadas ingeridas por el conjunto de aves seleccionado, asumimos las recomendaciones dadas por la *European Plant Protection Organisation*, que sugiere que el peso seco de ingesta diario de animales que pesan menos de 100 gramos es del 30% de su peso y un 10% para animales más grandes (EPPO, 1994). Existen otros métodos como las ecuaciones de Nagy (1987 y 1999), y cálculos en algunas especies determinadas, utilizando DEE (Gasto diario de energía), pero los datos no son homogéneos, y se necesita un conocimiento exhaustivo de la dieta y de las tasas de asimilación de los diferentes alimentos.

Dorst (1971), estima que las aves de entre 100 y 1000 gramos come entre un 5-9% de su peso diariamente, mientras que las especies más pequeñas, de entre 10 a 90 gramos, come un 10-30% de su peso diariamente; en algunos estudios como el realizado en un bosque de Checoslovaquia, el conjunto de las aves comía un 25% de su peso diariamente (Dorst, 1971). Teniendo estas consideraciones en cuenta, adoptamos para nuestros cálculos que como media las aves más pequeñas comen un 25% de su peso, mientras que las grandes comen un 9%, ya que de las aves seleccionadas, ninguna llegaba a 200 gramos.

Calculamos la biomasa de las 33 especies de aves que viven en las riberas estudiadas, a partir del cálculo de sus densidades; teniendo en cuenta su peso medio, los datos de consumo por día y el porcentaje de invertebrados que consume cada especie llegamos a una tabla estimativa del consumo en biomasa de invertebrados de cada especie en 10 Has. Este método indirecto, basado en la relación entre la densidad de aves y el consumo de presas, aunque ampliamente utilizado, implica varias fuentes de error (Holmes, 1990), aunque para situaciones donde se trabaja con gran número de aves y altas densidades de insectos,

provee de estimas razonables (Dowden et al., 1953; Morris et al., 1958; Crawford et al., 1983).

Por otro lado, nos interesa saber cuales son las especies-plaga en las que el consumo de las aves, puede incidir. Hacemos una revisión bibliográfica (Ceballos, 1962) de las plagas de artrópodos más comunes de los principales árboles de ribera, chopos, olmos, fresnos, cultivos hortícolas, frutales de hueso: manzanos, cerezos, perales, así como de los cultivos más habituales en las áreas estudiadas (maíz y cereales, principalmente). Seleccionamos un conjunto de artrópodos susceptibles de ser consumidos por las aves de ribera y que pueden causar daños sobre los árboles de la ribera, o cultivos adyacentes:

- Orden *Acari*, Familia *Tetranychidae*; araña roja de los frutales
- Orden *Coleoptera*, varias especies de gorgojos (*Curculionidae*), y otros coleopteros fitófagos y barrenadores de las familias *Crhysomelidae*, *Tenebrionidae*, *Cerambycidae*, *Buprestidae*, *Bostrichidae*, *Scolytidae*.
- Orden *Lepidóptera* (varias especies de orugas de polillas defoliadoras y perforadoras de ramas de árboles, pertenecientes a las familias *Hyponomeuta*, *Geometridae*, *Noctuidae*, *Crambidae*, *Sesiidae*, *Gelechiidae*, *Tortricidae*, *Cossidae*, *Ocophonidae*.
- Orden *Hemiptera*, pulgones de la Superfamilia *Aphidoidea* y chinches de las familias *Pentatomidae*, *Psyllidae*, *Aleyrodidae*.
- Orden *Diptera*; moscas de la fruta de la Familia *Tephritidae*
- Orden *Himenoptera*, avispas de la familia *Vespidae*, y *Tethredinidae*



## 5.3.2.2 RESULTADOS

La tabla 5.5 representa los datos de consumo de artrópodos en las diferentes riberas estudiadas en la época invernante y en la tabla 5.6 en la época reproductora.

Tabla 5.5 Gramos diarios de artrópodos consumidos por el conjunto de especies seleccionadas en la época invernante por 10 hectáreas.

Especies	Artrópodos (%)	Cabanillas	Alija	Cármenes	Santa Elena	Quintana
Agateador	100,00	50,00	8,25			44,87
Curruca capirotada	10,00	3,30		40,00		
Carbonero común	50,00	24,08	96,45	216,75	309,64	175,99
Chochín	90,00	54,68	115,36			
Colirrojo tizón	83,00					
Escribano soteño	5,00	2,60	26,02	11,72	40,92	4,01
Estornino	50,00			8100,00	8678,57	6490,38
Gorrión común	2,00				41,66	102,81
Herrerillo	50,00	30,25	30,25	105,88	144,05	89,20
Jilguero	2,00		6,26			0,74
Lavandera blanca	90,00	33,08	231,19	99,23	94,50	636,06
Lavandera cascadeña	95,00	51,30	128,51			39,46
Mirlo	23,00	1729,79	1385,56	2854,16	1729,79	665,30
Mito	90,00	6,08		154,91		18,69
Mosquitero común	95,00	10,13	126,62	0,00	94,10	70,15
Petirrojo	65,00	606,67	606,67	487,50	897,62	133,33
Pinzón	5,00	45,60	31,20	14,40		23,98
Pito real	99,00		0,00	1676,68	4790,53	3439,35
Ruiseñor bastardo	5,00	1,63	5,72	2,45		3,14
Verdecillo	1,00				0,80	0,87
Verderón	1,00					2,71
Zorzal alirrojo	6,00			297,68		
Zorzal común	10,00	156,03	52,01	858,14	148,60	
<b>grs totales de artrópodos consumidos diariamente/10 Has</b>		<b>2805,21</b>	<b>2850,06</b>	<b>14919,48</b>	<b>16970,77</b>	<b>11941,05</b>

A la vista de los datos anteriores, estamos en condiciones de cuantificar la biomasa de artrópodos consumida. Durante la época invernante, las aves de ribera, consumen entre 2,8 kg /10 Has en la ribera de Cabanillas, hasta 16,97 en la ribera de Santa Elena de Jamuz, con una media de 9,90 (std dev +/- 6,7). Durante la época reproductora, se consumen entre los 4 kg/10 Has de Cabanillas hasta los 35 kg. en Santa Elena de Jamuz, con una media de 13,6 (std dev +/- 12,5); el consumo es mayor en la época reproductora que en la invernante, respondiendo a que los requerimientos alimenticios son mayores en verano y que muchas especies que no consumen artrópodos en invierno sí lo hacen en verano, no solo por la variación de sus dietas en si misma, sino también porque el aporte de sustancias animales en la alimentación de las crías

adquiere especial relevancia en los primeros días de vida. Las diferencias entre unas riberas y otras se deben fundamentalmente a las diferentes densidades de algunas especies de mayor tamaño, como el Pito real, el Estornino negro o el Cuco. Estas especies, tienen una contribución específica mucho mayor que las especies pequeñas, en la cuantía de biomasa de artrópodos consumida.

Tabla 5.6 Gramos diarios de artrópodos consumidos por el conjunto de especies seleccionadas en la época reproductora por 10 hectáreas.

Especies	Artrópodos (%)	Cabanillas	Alija	Cármenes	Santa Elena	Quintana
Agateador	100,00	58,33				
Curruca capirotada	67,00	469,00	379,89	314,23	71,79	77,31
Carbonero común	100,00	96,33	337,17	338,85	412,86	208,41
Chochín	95,00	70,54	89,78	156,21	41,22	14,80
Colirrojo tizón	100,00		42,67			49,28
Cuco	94,00		1118,84	346,84	2797,09	430,32
Escribano soteño	90,00	46,88	328,13		1104,91	649,04
Estornino	93,00			583,81	14796,96	6881,11
Gorrion común	9,00			133,27	87,87	665,56
Gorrion molinero	5,00					2,33
Herrerillo	63,00	76,23	38,12	47,64	20,42	25,65
Jilguero	25,00		144,50	33,78	19,35	76,42
Lavandera blanca	95,00			195,86	112,22	382,69
Lavandera cascadeña	95,00	25,39				
Mirlo	6,00	226,08	406,13	760,81	966,96	442,57
Mito	90,00		24,30	11,30	6,51	
Mosquitero común	100,00				120,00	101,54
Mosquitero ibérico	100,00	209,18	236,25			
Oropéndola	94,00	402,02	402,02		1305,26	
Pájaro moscón	100,00		20,27	47,19		
Pardillo	2,00		1,20			0,69
Petirrojo	75,00	849,75	200,00	93,75	160,71	28,85
Pinzón	90,00	605,23	691,20	607,82	1157,14	548,31
Pito real	99,00		2235,58	2079,09	8383,42	3224,39
Ruiseñor bastardo	100,00	229,69	179,67	0,00	700,00	527,69
Ruiseñor común	95,00	61,45	310,95	931,00	2527,00	179,04
Triguero	28,00				120,05	32,32
Verdecillo	6,00	5,92	5,91		11,77	11,21
Verderón	6,00	2,65	2,62		14,17	13,73
Zorzal común	57,00	592,90	595,86			
<b>grs totales de artrópodos consumidos diariamente/10 Has</b>		<b>4027,55</b>	<b>7791,02</b>	<b>6681,45</b>	<b>34937,69</b>	<b>14573,27</b>

Así observando la tabla 5.7 en la que ordenamos las especies de menor a mayor consumo de artrópodos en el conjunto de las riberas estudiadas vemos como especies como el Estornino negro, Mirlo y Pito real, consumen el 83.94% de la biomasa de artrópodos, respecto al total de las especies en invierno, mientras que en verano, el consumo se reparte entre más especies, teniendo consumos importantes además de las tres citadas, el Cuco, el Ruiseñor y el Pinzón.

Estornino negro, Cuco, Pito real, Mirlo y Zorzal común, que incluyen en su dieta, como parte importante orugas de *Tortricidae* (*Lepidoptera*), pueden tener un papel importante, en el mantenimiento a niveles no dañinos de especies de esta familia, que han causado grandes daños en encinares del Oeste de España y que atacan también a chopos y sauces de la ribera (Ceballos, 1962). Estas especies consumen en las riberas estudiadas 9.4 kg. de artrópodos/10 has diariamente y se estima una reducción del 37% de las orugas de lepidópteros, debido a la predación (Holmes et al., 1979c).

Además en la época estival el conjunto de fringílicos como Gorriones, Pinzón, Verderón, Jilguero o Pardillo, también incorporan en su dieta, muchos invertebrados con los que principalmente alimentan a los pollos en los primeros días de vida; consumen insectos perjudiciales como pulgones, orugas, himenópteros o varias especies de coleópteros que causan daños en chopos, olmos, sauces y alisos de las riberas.

Los datos sobre dietas tienen algunas limitaciones, ya que los insectos con partes duras como los coleópteros son más fácilmente detectables en los estudios de dieta, por tanto hay que tener en cuenta que algunos órdenes de insectos tienden a estar infra-representados, por la dificultad de identificar los restos encontrados. Carecemos de datos de dietas de dípteros, por ejemplo, para las aves estudiadas.

El consumo de artrópodos es significativamente mayor, tanto en invierno como en verano, en las riberas más simples y hábitats más homogéneos y con entorno agrario, que en las riberas más estructuradas y con hábitats más complejos y heterogéneos. Así las riberas del río Jamuz, con franjas estrechas de arbolado y estructura más pobre, en un entorno fundamentalmente agrario, es donde mayores consumos de artrópodos observamos.

Tabla 5.7 Media de los gramos/diarios de artrópodos consumidos por 10 Has de las diferentes especies en el conjunto de riberas estudiadas.

Especies	Grs./día en época invernante	Especies	Grs./día en época reproductora
Colirrojo tizón		Zorzal alirrojo	
Cuco		Pardillo	0,38
Gorrión molinero		Gorrión molinero	0,47
Mosquitero ibérico		Lavandera cascadeña	5,08
Oropéndola		Verderón	6,63
Pájaro moscón		Verdecillo	6,96
Pardillo		Mito	8,42
Ruiseñor común		Agateador	11,67
Triguero		Pájaro moscón	13,49
Verdecillo	0,33	Colirrojo tizón	18,39
Verderón	0,54	Triguero	30,47
Jilguero	1,40	Herrerillo	41,61
Ruiseñor bastardo	2,59	Mosquitero común	44,31
Curruca capirotada	8,66	Jilguero	54,81
Escribano soteño	17,05	Chochín	74,51
Agateador	20,62	Mosquitero ibérico	89,09
Pinzón	23,04	Lavandera blanca	138,15
Gorrión común	28,89	Gorrión común	177,34
Chochín	34,01	Zorzal común	237,75
Mito	35,94	Curruca capirotada	262,44
Lavandera cascadeña	43,85	Petirrojo	266,61
Zorzal alirrojo	59,54	Carbonero común	278,72
Mosquitero común	60,20	Ruiseñor bastardo	327,41
Herrerillo	79,92	Oropéndola	421,86
Carbonero común	164,58	Escribano soteño	425,79
Lavandera blanca	218,81	Mirlo	560,51
Zorzal común	242,95	Pinzón	721,94
Petirrojo	546,36	Ruiseñor común	801,89
Mirlo	1672,92	Cuco	938,62
Pito real	1981,31	Pito real	3184,50
Estornino	4653,79	Estornino	4452,38
<b>Total</b>	<b>9897,32</b>	<b>Total</b>	<b>13602,20</b>

Especies que no tienen densidades altas y son de pequeño tamaño, tienen escasa importancia en la cuantía del efecto sobre las poblaciones de invertebrados; por ejemplo, el conjunto de páridos, consumidores de todo tipo de insectos, en términos cuantitativos, tienen pequeños efectos sobre la cantidad de biomasa consumida.

Pasando a analizar la **amplitud del efecto** de la predación sobre los insectos, tenemos que tener en cuenta un factor básico y es la biomasa de insectos

existente en una determinada zona, para así poder medir los cambios en la biomasa de una determinada plaga debido a la depredación por parte de las aves. Sobre este tema, hay estudios sobre determinadas especies y ecosistemas, pero no hemos encontrado datos extrapolables en la bibliografía existente. Se valora que la biomasa animal es de 200 kg/ha, de ella la mitad es fauna edáfica (Finkan, E.J. y Klinge H. 1973); en bosques tropicales hay referencias que dan 10.48 organismos/m<sup>2</sup> de las familias *Formicidae*, *Lycosidae* o *Nymphalidae*, y densidades promedio en bosque seco tropical de clase Insecta de 67.9 y 28.3 organismos/m<sup>2</sup> en clase *Arachnida*, y 16.7 organismos/m<sup>2</sup> en orden *Hymenoptera* (García Pérez, 2013). La mayoría de estudios se han basado en especies concretas, y los cálculos se hacen por ejemplares caídos por trampa, o ejemplares encontrados en 100 hojas. Pascual, J. et al. (1994), encontró 4.2 orugas/100 hojas de encina de *Tortrix viridiana* (*Tortricidae*, *Lepidoptera*) disminuyendo entre mayo y julio, mientras que había 4.9 orugas/100 hojas de quejigo, disminuyendo con el mismo patrón, observándose además una selección del quejigo sobre la encina de este parásito, que ha causado enormes daños en encinares del oeste de España (Ceballos, 1962). El problema que nos encontramos es que, aunque existen datos generales de biomasa o densidad, se carece de referencias concretas aplicables para poder hacer una extrapolación fiable, para lo que se precisarían experimentos concretos; las mediciones de diferencias de biomasa de artrópodos en lugares testigo (sin redes) y lugares con redes donde se impide la entrada de aves, han dado buenos resultados (Tremblay, 1999).

## 5.4 DISCUSIÓN

Se ha desarrollado metodología para calcular de forma indirecta, los beneficios de los ecosistemas; dado que los estudios implican un esfuerzo considerable de tiempo y dinero, se plantea la alternativa de realizar transferencias o extrapolación de beneficios asociados a un área natural, sin la necesidad de diseñar e implementar nuevos estudios, basados en la utilización de estudios ya existentes para encontrar un estimador de los beneficios asociados a un área natural. La técnica más fiable es la de utilización de modelos meta-analíticos que mediante métodos de análisis cuantitativo nos permiten determinar las variables de ajuste necesarias en estas transferencias (Prada Blanco, 2001). La cuestión es que estos métodos se han desarrollado básicamente para estudios asociados a servicios recreativos en España, mediante cuestionarios a la población afectada y solo en ciencias sociales es posible encontrar estudios para poder comparar; en Economía ambiental los métodos directos o basados en encuestas, como los MVC (Métodos de valoración de contingentes), han experimentado una rápida expansión que ha derivado en su consolidación. En general, el número de estudios meta-analíticos en el campo de la economía ambiental no es muy abundante, pero está aumentando (Van den Bergh et al., 1997; Constanza et al., 1997).

Fuera del campo de lo social, no hay una metodología desarrollada para hacer extrapolación o transferencia de beneficios, por lo que los métodos para evaluar los ecoservicios planteados en este trabajo, han de hacerse mediante investigaciones concretas y en este campo nos encontramos sin apenas experiencias previas. En este trabajo intentamos aproximarnos a una valoración, pero no hemos podido llegar a resultados concluyentes para lo que se necesitarían trabajos de investigación mucho más exhaustivos que quedan fuera del alcance de este trabajo.

Respecto al efecto del bosque de ribera sobre la laminación de las avenidas, nadie duda que tiene un papel importante en la laminación de las avenidas y el control de los impactos derivados de las mismas; la relación entre estabilidad del cauce y vegetación ha sido estudiada por algunos autores; Dosskey (2001), estudió como los pasillos de vegetación ripícola pueden controlar la entrada de nutrientes y suelo hacia el río, reducen la escorrentía y la erosión en las orillas, siendo por tanto, de manera indirecta responsables de los sedimentos que puede acarrear cambios en la sinuosidad; al frenar la velocidad de la lámina de agua, aumenta el tiempo de oportunidad de infiltración. Respecto al papel de las masas forestales, más allá de la vegetación ribereña, existen datos más concretos; algunas investigaciones de la década de los 80, afirman que en un bosque maduro con una fauna y flora estables la escorrentía superficial puede representar alrededor del 5% de la precipitación, mientras que en los mismos terrenos rasos estos valores alcanzan hasta el 75% del total (Pérez-Soba, 1985 y López Cadenas, 1990); más recientemente, en un estudio realizado en la Sierra de Ancares (León), se demostró que el incremento de la superficie forestal alteró de forma positiva el balance de agua, disminuyendo la escorrentía y manteniendo una mejor calidad del agua, mientras que su eliminación aumentó las pérdidas de suelo por erosión y la contaminación difusa en los cauces receptores (Álvarez, 2010); pero a nivel general la interpretación de los cambios morfológicos identificando y valorando las causas que los originaron constituye una labor muy



compleja (Schumm, 1991): ¿en qué medida los cambios analizados en un tramo fluvial concreto responden a la dinámica natural, a impactos locales o al cambio global? Lo normal es que se combinen las tres causas y resulta de gran interés científico, además de útil para la gestión y restauración, llegar a evaluar el peso relativo de cada una de ellas en los procesos estudiados. Esta compleja tarea requiere mediciones y análisis abundantes y prolongados en el tiempo. En efecto, identificar todas las causas y cuantificar el papel de cada una de ellas constituye un reto científico aún no resuelto, por su dificultad intrínseca, por la necesidad de una perspectiva temporal suficientemente larga y por la escasez de ejemplos nítidos y la poca probabilidad de que no aparezcan nuevos impactos mientras en ellos se realiza el seguimiento (Schumm, 1991).

Aunque hemos encontrado una correlación entre algunos cambios observables en el cauce y las crecidas de los ríos, los cambios de vegetación no los hemos encontrado fuertemente relacionados con estos factores; establecer la correlación natural entre estos parámetros es difícil, puesto que existen además continuas actuaciones humanas, que rompen la dinámica natural; obras de canalización del Bernesga en León e intervenciones en sus orillas, canalización del Jamuz, cortas y plantaciones de choperas, extracción de áridos en el Bernesga, entre otros, han variado en esos tramos concretos el trazado original, y el aumento de la cobertura de los sotos en otros casos, se relacionan con una mayor protección de la orla arbolada por el organismo de cuenca, que ya no concede explotaciones de leña en la zona de policía; por otro lado, somos conscientes que en los casos en que el lapso de tiempo considerado es de 10 años, es un tiempo demasiado corto para ver cambios a nivel general. En los ríos Ebro y Alagón, se encuentran cambios en la vegetación, relacionados con la regulación tomando una perspectiva de 80 años (Ollero et al., 2015).

Otra cuestión a plantearse es si realmente es un beneficio o no, prevenir la erosión de las orillas; las tendencias actuales en materia de restauración fluvial, sostienen que “Restaurar es intervenir con el objetivo de devolver al río la morfología y régimen hidrológico lo más parecido posible al original” (Ballarín y Rodríguez, 2013); es necesario plantearse que procurar la mayor estabilidad posible de las orillas de los ríos, no es la tendencia natural del río y no tiene por que ser ecológicamente mejor. Las tendencias actuales proponen eliminar obstáculos, liberar cauces, eliminar defensas y ampliar el espacio de libertad del río (Ballarín y Rodríguez, 2013), un espacio de gestión de los ríos denominado “Territorio fluvial”<sup>4</sup> y que debe ser respetado; las administraciones ya están realizando actuaciones en este sentido; la CHD tiene un programa de recuperación y mejora de la continuidad longitudinal de ríos que entre el año 2010 y 2013, realizó 12 demoliciones de azudes en los ríos Torío y Bernesga, y tienen proyectado hacer muchas más. La acción humana debería consistir exclusivamente en eliminar los impactos que impiden la auto-restauración fluvial (Ballarín y Rodríguez, 2013).

Se ha comprobado en ríos con regulación muy intensa, que la falta de crecidas favorece el crecimiento de especies vegetales dentro del cauce, limitando la dinámica fluvial y estabilizando artificialmente el cauce y las orillas, suponiendo

---

4 Territorio fluvial: Término establecido de forma consensuada en la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Puede definirse como el terreno, espacio o paisaje dominado por un sistema fluvial. Incluye el cauce, el corredor ribereño y, total o parcialmente, la llanura de inundación. (Ollero et al., 2010).

un freno adicional al flujo y una reducción en la capacidad de transporte fluvial (Ballarín y Rodríguez, 2013).

Respecto a la vegetación, es importante considerar de forma separada la vegetación de ribera de la que crece dentro del cauce. Mientras que la vegetación de ribera, condiciona más el trazado del cauce y la sinuosidad, controlando y manteniendo las orillas, aunque en grandes crecidas puede no ser efectiva, porque el río produce cortas y socavones importantes arrastrando centenares de árboles (Ollero et al., 2015), la vegetación dentro del cauce, puede considerarse un síntoma de “ríos enfermos”, con déficit en los procesos de dinámica fluvial y aunque desde el punto de vista estrictamente ornitológico, atraiga a especies de carrizal que de otro modo no estarían allí, aumentando la riqueza y diversidad de aves, como hemos visto en el capítulo 2 y 3 de este trabajo, no es deseable desde el punto de vista de la salud del río. El río Jamuz presenta este indicador negativo, al desarrollar, importantes extensiones de carrizales, especialmente a lo largo de toda la zona que está encauzada con la escollera, el Bernesga a su paso por León también.

La presencia de vegetación colonizadora en las riberas suele ser un buen síntoma, pero la abundancia de colonización vegetal, los bosques muy maduros, sin regeneración o la presencia excesiva en el cauce puede suponer un déficit en el funcionamiento dinámico del río con la consecuente dificultad en la movilización de los sedimentos. En líneas generales se valorará como positiva la presencia de vegetación en las orillas y riberas, pero como indicador negativo si se ha instalado dentro del cauce o sobre las barras de sedimentos más activas, así como si es muy madura y tiene poca renovación como consecuencia de la estabilización del cauce por regulación, canalización o ambas. Lo verdaderamente importante en los ríos, lo que les da un alto valor ecosistémico es que su dinámica sea lo más parecida a la de sus condiciones de referencia (Ballarín y Rodríguez, 2013).

En nuestra opinión, y a la vista de los datos, creemos que la vegetación ripícola ejerce un moderado nivel de control sobre la erosión de las orillas, en los momentos de avenidas, sin poder dar cifras concretas; las investigaciones apuntan a un importante papel, en el control de la erosión de las orillas, a la existencia de masas forestales en toda la cuenca receptora (Álvarez, 2010); pero en este estudio, no hemos encontrado una relación de causalidad entre los cambios en la vegetación de la ribera y los cambios en el cauce; más bien reafirmamos la idea de que la vegetación de ribera es un indicador de diagnóstico, un “síntoma” de determinados procesos de cambio global.

Hemos visto, como los principales cambios que se están dando en los ríos estudiados, se han dado por razones antrópicas; el abandono agrario a partir de los años 60, ha llevado a una recolonización de la vegetación ripícola; por otro lado las grandes infraestructuras en los cauces, grandes embalses (Luna y Porma, más tarde Riaño), concentración parcelaria, regadíos, encauzamientos, extracciones de áridos, han contribuido a grandes cambios y simplificación de los cauces. Sería muy interesante, como línea de trabajo, analizar a nivel local los cambios ecológicos, que han sufrido los grandes ríos leoneses, marcando un antes y después de las concentraciones parcelarias, antes y después de los em-

balses, antes y después de las canalizaciones y escolleras, y tener así una base de estudio adecuada para hacer una propuesta de restauración a nivel global; también defendemos la idea de que los ríos tengan su territorio de libertad fluvial, la idea de permitir a los ríos recuperar su libertad, y liberarlo de las presiones a las que está sometido para promover su auto-restauración.

Respecto al segundo de los ecoservicios estudiados, la influencia que las especies de aves de ribera pueden tener sobre el control de las poblaciones de artrópodos, nos hemos encontrado con la falta de datos extrapolables que nos permitan medir la amplitud del efecto. En los últimos años, se ha visto un aumento de la literatura relacionada con los efectos beneficiosos que las aves pueden tener en el consumo de determinadas especies plaga, en especial en los debates relacionados con la conveniencia o no de utilizar de manera masiva pesticidas químicos y la necesidad de desarrollar técnicas menos drásticas y respetuosas con los ecosistemas, pero apenas hay estudios científicos en nuestro país que nos permitan una extrapolación de datos.

Sí se ha discutido ampliamente en la literatura científica, si las aves ejercen o no, una influencia sobre las densidades de las poblaciones de sus presas. Considerado durante décadas, (Murton, 1971), se han hecho diferentes estudios para comprobarlo (McAtee, 1932; Martín et al., 1951; Morris et al., 1958 y Campbell , 1973). En general, los datos indican que a pesar de la gran cantidad de insectos que las aves consumen, muy pocas veces, se ejerce algún control o regulación sobre las densidades de las poblaciones presa, al menos en momentos en que las poblaciones de insectos tienen brotes de densidad, como los que suceden cuando hay determinadas plagas, como corroboran revisiones de Mc Farlane (1976) y Otvos (1979). Holmes (1990), afirma que aunque estos sucesos pueden tener importancia económica, en realidad son poco frecuentes y aislados desde el punto de vista geográfico; así que la mayor parte del consumo de las especies de aves se da en poblaciones de insectos que mantienen densidades normales o bajas. En las décadas de los 60 y 70, investigadores del "*Internacional Biological Program*" consideraron el papel de las aves sobre los flujos de energía y ciclos biogeoquímicos y concluyeron que las aves tenían un papel directo o estaban implicadas en los procesos del ecosistema (Wiens, 1973; Sturges et al., 1974; Holmes & Sturges, 1979 y Wiens & Dyer, 1979).

Estudios más recientes han demostrado que las interacciones entre aves y sus recursos tróficos, pueden tener un papel más importante del que se pensaba, como han demostrado Banett et al. (1990), al estudiar las implicaciones de la dieta de los cormoranes grande y moñudo con las poblaciones de peces gadoides en Noruega. Este papel adquiere relevancia en relaciones entre aves y plantas como polinizadores o dispersores de semillas (Regal, 1982; Temple, 1987), llegando a influenciar la evolución de algunas características de sus presas, a través de la búsqueda de comida.

Holmes (1990), en un estudio realizado sobre los impactos ecológicos y evolutivos de las aves insectívoras sobre sus presas, centrándose en larvas de lepidópteros, encuentra tanto un efecto en la reducción del número de presas, como un efecto en la evolución de morfología y comportamiento de las presas. En otro experimento realizado por Tremblay (1999), en campos de maíz de Canadá, se

estudió el efecto de las aves sobre el taladro del maíz *Ostrinia nubilalis*, (*Pyralidae*, *Lepidoptera*), y comprobaron como las aves hacían decrecer significativamente las larvas en la época invernal. Comprobaron que en maíces infectados las bajadas fueron del 61 y 54% en los dos años que duró el estudio, principalmente consumidas por pájaros carpinteros, estorninos y mirlos (Tremblay, 1999). En otro estudio con *Diatrea grandiosilla* (*Crambidae*, *Lepidoptera*), los resultados fueron de disminuciones por parte de pájaros carpinteros del 64 y 81% en dos años de estudio (Black et al., 1970). La mayoría de estos estudios mostraron que el efecto de las aves en el descenso de las larvas de los taladros del maíz era especialmente significativo durante el invierno.

Otros experimentos realizados en el *Hubbar Brook Experimental Forest in New Hampshire* (Holmes et al., 1979c), han demostrado que las aves fueron capaces de reducir las orugas de lepidópteros en un 37% de media anual, siendo este efecto más importante en la época reproductora, ya que las demandas de alimento son mayores, y la cantidad de insectos en bosques templados puede llegar a ser un factor limitante para las aves insectívoras; aves tropicales redujeron un 44% los artrópodos (Gradwohl & Greenberg, 1982), y entre un 17-50% de las arañas desaparecieron de las ramas de pinos debido a la depredación de las aves (Askenmo et al., 1977; Gunnarsson, 1983) y en un estudio realizado en abetales del Pacífico norteamericano, se demostró que las aves controlan dos especies de mariposas defoliadoras en abetales del Pacífico norteamericano (Tongersen et al., 1990). En experimentos realizados con orugas de coníferas (*Choristoneura fumiferana*) sugieren que la depredación por las aves, puede ser un factor significativo en mantener las poblaciones de orugas a niveles normales de densidad (Peterman et al., 1979; Crawford & Jennings, 1989). Las aves reducen la biomasa de insectos herbívoros, especialmente en el ramaje, que sufre menos daños en sus hojas (Morrison & Lindell, 2012).

En nuestro país hay pocos estudios sobre el tema. En un experimento realizado por la Fundación FIRE<sup>2</sup> (Benayas et al., 2014), con orugas centinela en una finca de viñedos en la provincia de Valladolid, se pudo comprobar que la tasa de depredación de orugas en lugares donde había cajas nido ocupadas por Carboneros comunes, era un 44.02% superior que en zonas control sin cajas nido, reflejando el control natural que ejercen las aves; además encontraron mejoras en la calidad de las uvas, en las zonas donde hubo una ocupación más exitosa de las cajas nido, y menor ataque de la polilla de la vid *Lobesia botrana*, aunque no se ha demostrado la relación causa-efecto. En este mismo estudio, se hace una estimación, a partir de datos de Mock et al. (1991), que cada pareja de Carbonero común nidificante, podía consumir 26.73 kg/año de artrópodos, aunque según nuestros cálculos hechos a partir de requerimientos energéticos, nosotros estimamos que el consumo medio de una pareja de Carboneros, no sobrepase los 4 kg/año. También calculan, a través de un meta-análisis global de la incidencia de las aves insectívoras en los indicadores de las cosechas hecho a partir de bibliografía especializada, que la respuesta de los indicadores de la cantidad y calidad de las cosechas, fue un 40% más positiva, en presencia que en ausencia de aves insectívoras, con un nivel de significación estadística de (p=0.0001).

2 FIRE (Fundación internacional para la restauración de los ecosistemas).

Holmes (1990), revisando estudios de diversos autores, basados tanto en métodos directos como indirectos y con diferentes densidades de insectos, encuentra que aún cuando hay cierta respuesta al incremento de la densidad de presas, en casos de densidades anormalmente altas, las aves solo consumen una pequeña parte y la respuesta al aumento de la presa, no es suficiente como para ejercer una influencia notable sobre el continuo crecimiento de la densidad de la presa, (McFarlane, 1976; Otvos, 1979), aunque esta respuesta, en los niveles normales de población presa, si sería capaz de retrasar el brote de una plaga (Morris et al., 1959; McFarlane, 1976; Otvos, 1979). Las aves en bosques templados pueden ejercer un fuerte impacto sobre el número de sus artrópodos presa, y esto ocurre mayormente en el periodo de engorde de la estación reproductora; el efecto podría ser bajando o manteniendo el número de insectos en bajos niveles y en el caso de especies que presenten irrupciones poblacionales, alargando los periodos entre irrupciones, (Holmes, 1990). Además de la presión de la predación de las aves, otros enemigos naturales como avispas (Stewards et al., 1988), hormigas (Campbell et al., 1983) pequeños mamíferos (Smith, 1985), virus y otras enfermedades, pueden también tener influencia en el mantenimiento de las bajas abundancias de insectos.

La selección de hábitat es otro de los factores a tener en cuenta a la hora de poder extrapolar datos de abundancias de artrópodos; además de estar reguladas por complejos factores y de ser muy variables a lo largo del año, por el propio ciclo vital del artrópodo, las especies tampoco se distribuyen de forma regular u homogénea; la cobertura y estructura vegetal, composición y distribución del mantillo, la tipología edáfica, las características topográficas y climáticas, la disponibilidad de presas y la antropización determinan los patrones de distribución espacial en el caso de los carábidos (Magura, 2002; Fournier & Loreau, 2002; Pfiffner & Luka, 2000); también tiene un papel relevante la propia estructura del paisaje, que también afecta en gran medida, su distribución temporal (French & Elliot, 1999; Landis et al., 2000; Niemelä, 2001; Driscoll & Weir, 2005). Se ha visto que los paisajes simplificados, favorecen notablemente a aquellas especies de carábidos calificadas como “generalistas” (Gibb & Hochuli, 2002) y adaptadas a hábitats antrópicos (Cicchino, 2003), aunque la respuesta de las distintas especies frente a esta simplificación del paisaje es propia de cada una, y depende tanto de sus particularidades ecológicas como de las características del hábitat y del tamaño de las manchas de diferentes hábitats existentes (Driscoll & Weir, 2005).

Otro factor a considerar es la selección de hábitat que hacen ciertas aves en función de la disponibilidad de comida; en un estudio realizado en la provincia de León con Cernícalo primilla (*Falco naummanni*), De Frutos (2002), demostró que uno de los factores que lleva al rechazo de las parcelas de cultivos de regadío como parcelas de caza, por parte de *F. naummanni* es que la implantación de regadíos incrementa la mecanización y el uso de fertilizantes y biocidas que afecta negativamente a las poblaciones de ortópteros (Hiraldo, 1996) principales presas de los primilla en esta época y por lo tanto afectaría de manera indirecta a las poblaciones pre-migradoras en el área estudiada. Además, los factores limitantes de muchas poblaciones de aves en las zonas templadas se dan en invierno, mientras que la disponibilidad de alimento puede ser un factor limitante para las aves insectívoras en los veranos en zonas templadas (Martín, 1987).



La revisión de datos existentes sugiere que las aves pueden tener un efecto significativo en la reducción de la densidad de insectos, en una gran variedad de hábitats y ecosistemas, cuando estos están en niveles normales y que el impacto de la predación de las aves, es proporcionalmente mucho mayor cuando los insectos están en densidades normales, que en caso de estallidos poblacionales. Sin embargo los datos existentes nos parecen insuficientes, para poder hacer una valoración cuantitativa a partir de ellos, ya que se circunscribe a estudios y especies concretas de artrópodos sobre cultivos determinados.

Para concluir, aunque hemos calculado las cantidades de artrópodos que puede ingerir la comunidad de aves que habita en las riberas estudiadas, no hay datos extrapolables, con los que hacer estimaciones de las cantidades de artrópodos existentes en un determinado área, por lo que no podemos hacer valoraciones de la disminución que esta ingesta, puede significar en el conjunto de invertebrados existente. Podemos decir que las cantidades de biomasa consumidas son muy variables, y diferentes en el invierno y en el verano; durante la época invernal en una ribera compleja como la de Cabanillas, se da un consumo diario de 2,8 kg /10 Has, mientras que en una zona con una ribera más simple, y entorno agrario, como el de Santa Elena de Jamuz, el consumo es de 17 con una media en el conjunto de las riberas de 9,9 (std dev +/- 6,7). En la época reproductora, se consumen entre los 4 kg/10 Has de Cabanillas hasta los 35 kg de Santa Elena de Jamuz, con una media de 13,6 (std dev +/- 12,5). En cuanto a la amplitud del efecto, y en consonancia con los datos existentes en la bibliografía, la máxima afirmación que estamos en condiciones de hacer, es que según estudios realizados en diversos lugares, el conjunto de aves, puede hacer disminuir entre un 37% y un 81% las densidades de insectos existentes.





## 5.5 CONCLUSIONES

- PRIMERA** Para los dos ecoservicios valorados, la laminación de avenidas y el control de plagas de artrópodos por la comunidad de aves que viven en los bosques de ribera, se han encontrado ciertas relaciones entre el ecosistema y los servicios prestados, pero no hemos podido cuantificar sus efectos.
- SEGUNDA** Se detectan cambios en la forma de los cauces en los ríos Bernesga y Jamuz y un aumento de la anchura ocupada por vegetación ripícola en los tres ríos estudiados, entre los años 1957 y 2000.
- TERCERA** Se ha encontrado una relación clara entre las crecidas de los ríos y los cambios de la estructura del cauce, pero no se ha encontrado una relación de causalidad entre las variaciones de la vegetación de ribera y los cambios en los cauces.
- CUARTA** Se ha detectado en la última década una disminución de la vegetación ripícola en el río Bernesga, como respuesta al fuerte proceso de incisión existente en el río.
- QUINTA** El consumo de artrópodos por parte del conjunto de aves que viven en las riberas estudiadas es mayor en la época reproductora que en la invernante, oscilando entre un consumo diario de 9.9 y 13.6 kg/10 Has en invierno y verano respectivamente.
- SEXTA** Las aves de mayor tamaño, como Estornino negro, Mirlo, Pito real y Cuco, tienen una contribución relativa mucho mayor en el consumo de artrópodos, (acumulando en torno al 80% de consumo), que el conjunto de especies de menor tamaño.
- SÉPTIMA** La contribución de las especies que no tienen densidades altas y son de pequeño tamaño, es de escasa importancia en la cuantía del efecto sobre las poblaciones de invertebrados. Así el conjunto de páridos, a priori, grandes consumidores de insectos, en términos cuantitativos, tienen pequeños efectos sobre la cantidad de biomasa de invertebrados consumida.
- OCTAVA** El mayor consumo de artrópodos, tanto en invierno como en verano, ocurre en las riberas más simples y hábitats más homogéneos y con entorno agrario, mientras que en las riberas más estructuradas y con hábitats más complejos y heterogéneos el consumo es menor.





# **CONCLUSIONES FINALES**



## CONCLUSIONES FINALES

PRIMERA. En el análisis del paisaje, Alija de la Ribera, Quintana del Marco y Santa Elena de Jamuz comparten una matriz agrícola, mientras que Cabanillas y Cármenes presentan una matriz consistente en un sistema de prados de fondo de valle con o sin sebes; el área más diferente es León, con una matriz totalmente urbana. Las áreas agrícolas del Jamuz tienen un paisaje más pobre y menos diverso; las áreas más ricas y diversas son Alija de la Ribera y Cabanillas. La explotación de áridos en el río Bernesga en Alija de la Ribera, ha originado la fragmentación del bosque de ribera, y un aumento de los valores de riqueza y diversidad del paisaje, debido a la aparición de nuevas unidades de paisaje como resultado de la actividad industrial.

SEGUNDA. Las riberas que han sufrido mayores impactos presentan mayor riqueza y diversidad de unidades de paisaje en la línea de ribera que las menos transformadas; la ribera más rica y diversa es la de Quintana; Cabanillas y Cármenes mantienen riqueza, pero presentan menor diversidad.

TERCERA. En el análisis de la dinámica temporal del paisaje con un lapso temporal de 12 años realizado en las áreas agrícolas, se observa la sustitución de cultivos herbáceos por choperas de repoblación, redundando en un aumento de la diversidad paisajística en las áreas del Jamuz. En Alija de la Ribera se observa una disminución de la superficie de áreas degradadas.

CUARTA. El índice ombrotérmico (IO), el índice de termicidad compensada (ITC), y el índice (QBR) entre las variables ambientales y el índice de diversidad (SIDI), el índice de mancha mayor (LPI), el radio de giro de los fragmentos (GYR) y la densidad de los mismos (PD) entre las métricas del paisaje, son las variables que más información aportaron en el análisis del paisaje.

QUINTA. La composición de la comunidad de aves de las riberas de las áreas estudiadas presenta un fuerte carácter mixto, estando formada por especies ligadas a los cursos de agua, especies forestales y especies procedentes de los ecosistemas circundantes; estando en invierno más influida por las características geográficas del área y en verano, por las características del hábitat: estructura de la vegetación, la diversidad del paisaje y los tipos de ecosistemas circundantes. La presencia de Pájaro moscón y Oropéndola europea en enclaves eurosiberianos por encima de los 1000 metros, pone de relieve, el efecto corredor de los ríos, permitiendo a algunas especies adentrarse en áreas que no les son propias.

SEXTA. La riqueza de la comunidad de aves en su conjunto es mayor, en las áreas con una estructura más compleja, con mayor índice de diversidad paisajística y riberas más anchas, siendo Alija de la Ribera y Cabanillas con 90 y 74 especies diferentes detectadas respectivamente, las áreas más ricas, siendo Alija de la Ribera, la que acoge mayor número de especies clasificadas como ripícolas.

SEPTIMA. Solo encontramos una correlación entre riqueza y diversidad de aves, en las zonas menos que no presentan actividades humanas de alto impac-



to, Cármenes, Cabanillas y Santa Elena de Jamuz. En las áreas con mayores impactos y debido a las transformaciones del hábitat, el reparto natural de especies se altera, rompiendo esta natural correlación.

OCTAVA. Se detecta un aumento significativo de la diversidad de la comunidad aviar entre los años 1994 y 2013, pero no de la riqueza. En cuanto a la abundancia detectamos un aumento estadísticamente significativo de la abundancia del conjunto de especies forestales, mientras que en el conjunto de aves agrícolas no se detectaron cambios significativos. Se detecta un drástico descenso del Gorrión común en el área urbana de León tanto en la comunidad reproductora como invernante y se confirma el aumento de especies de Ardeidas en los ríos, como la Garza real y la aparición del Martinete, junto a una notable expansión de la Tórtola turca y otras especies acuáticas como el Cormorán grande. La recuperación de la vegetación ribereña en el área urbana de León en los últimos 20 años, ha llevado aparejada una recuperación de especies de aves propias de ribera, de la fronda arbustiva y arbórea, atenuándose sus diferencias en los parámetros ecológicos en la segunda fase de estudio, frente a la primera.

NOVENA. Los parámetros ecológicos de diversidad y riqueza aviar de la primera fase del estudio, no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre las seis áreas de estudio en la comunidad invernante, pero sí en la reproductora, siendo León y Cármenes las áreas más pobres y Alija y Quintana las áreas más ricas; en cuanto a la diversidad, solo la comunidad de León presentó menor diversidad que el resto de áreas.

DÉCIMA. El análisis de regresión lineal mostró la altitud como el único parámetro estadísticamente significativo en época invernante estando inversamente relacionada con la riqueza y la densidad de aves. En la época reproductora además de la altitud, se mostró significativo e inversamente relacionado con la densidad aviar el aumento del índice ombrotérmico. El aumento del índice diversidad del paisaje y el radio de giro de los fragmentos se relacionó con una mayor riqueza aviar.

UNDÉCIMA. En época reproductora las especies más fuertemente ligadas a las riberas a mayor altitud y con un entorno forestal son principalmente especies forestales, mientras que las especies ripícolas están más ligadas a los sotos en áreas más deforestadas y con entornos agrarios. De entre las especies más ligadas a los sotos, la Oropéndola europea se mostró relacionada con la existencia de árboles de gran altura, el Ruiseñor común con riberas con un alto QBR y el Mirlo acuático selecciona riberas a mayores altitudes con franjas de vegetación continuas a lo largo del río.

DUODÉCIMA. Las choperas de repoblación presentan menores valores de riqueza y diversidad invernante que reproductora al igual que otros medios forestales de la provincia de León; siendo en la comunidad invernante, la riqueza y la diversidad estadísticamente menores en las choperas de repoblación que en las riberas naturales; sin embargo en la época reproductora solo se evidenciaron menores valores de riqueza, mientras que la diversidad no mostró diferencias significativas, encontrándose una correlación entre el volumen del follaje del arbolado y los parámetros ecológicos (riqueza y diversidad) de la comunidad de aves

DECIMO-TERCERA. La abundancia de las especies de paseriformes en las choperas estudiadas es muy baja en la época invernante, siendo el Pinzón vulgar la especie más abundante durante todo el año. La Oropéndola europea, muestra mayores valores de abundancia en las choperas de repoblación que en las riberas naturales, ligada a la existencia de árboles de gran porte. Otra de las especies más abundantes es el Cuco común, alcanzando valores de densidad en línea con los calculados para medios ecotónicos, mostrando una correlación positiva estadísticamente significativa con la abundancia de Chochín y Petirrojo, especies a las que parasita.

DECIMO-CUARTA. Se ha encontrado una relación entre las crecidas de los ríos y los cambios de la estructura del cauce, pero no se ha encontrado una relación de causalidad entre las variaciones de la vegetación de ribera y los cambios en el cauce; por el contrario, los cambios de vegetación en la ribera, responden a los cambios en los cauces, siendo un claro ejemplo la disminución de la vegetación ripícola detectada en el río Bernesga durante los últimos 10 años, como respuesta al fuerte proceso de incisión existente en el río.

DECIMO-QUINTA. Las aves de mayor tamaño, como Estornino negro, Mirlo, Pito real y Cuco, tienen una contribución relativa mucho mayor en el consumo de artrópodos, (acumulando en torno al 80% de consumo), que el conjunto de especies de menor tamaño, detectándose mayor consumo de artrópodos, tanto en invierno como en verano, en las riberas más simples y hábitats más homogéneos y con entorno agrario, que en las riberas más estructuradas y con hábitats más complejos y heterogéneos.





# BIBLIOGRAFÍA



- Abraira Santos, V. (1996). *Métodos multivariantes en Bioestadística*. Madrid, España: Centro de Estudios Ramón Areces.
- Affre, G. (1976). Quelques réflexions sur les méthodes de dénombrement d'oiseaux: une approche théorique du problème. *Alauda* 44, 387-409.
- Álvarez A. y Purroy, F.J. (1993). Comparación de las comunidades de aves nidificantes e invernantes en los medios forestales de la Cordillera Cantábrica Leonesa. *Ecología*, 7, 403-418.
- Alvárez González, A. (1989). *Avifauna de los pisos de vegetación de la Cordillera Cantábrica*. Tesis doctoral: Universidad de León.
- Álvarez Martínez, J.M. (2010). *Análisis y modelado multiescalar de los efectos del cambio global sobre la dinámica y función del paisaje en espacios de montaña. Aplicaciones a la ordenación territorial*. Tesis doctoral. Universidad de León.
- Arnold, G.W. (1983). The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of applied ecology* 20, 731-750
- Askenmo, C., von Brómssen, A., Ekmen, J. & Jansson, C. (1977). Impact of some wintering birds on Spider abundance in spruce. *Oikos*, 90-95.
- Balick, M.J.; Elisabetsky, E. y Laird, S.A. (1996). *Medicinal Resources of the Tropical forest: biodiversity and Its Importance to human Health*. New York, USA: Columbia University Press.
- Balmori, A. et al. (2002). Distribución de los mosquiteros ibérico (*Phylloscopus brehmii*) y europeo (*Phylloscopus collybita*) en los bosques de ribera de Castilla y León. *Ardeola* 49(1), 19-27
- Ballarín Ferrer, D. y Rodríguez Muñoz, I. (2013). *Hidromorfología fluvial: algunos apuntes aplicados a la restauración de ríos en la Cuenca del Duero*. Valladolid, España: Confederación Hirográfica del Duero (MAGRAMA).
- Barbier E.B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy* 49, 178-229.
- Barón López, F.J. y Téllez Montiel, F. (2000). *Apuntes de bioestadística*. Recuperado en <http://www.bioestadistica.uma.es>
- Barrett, R.T., Ro, N. Loen, J. y Montevech, W.A. (1940). Diet of shags *Phalacrocorax aristotelis* and common cormorants *P carbo* in Norway and implication for gadoid stock recruitments. *Marine Biology Progress Series* 66, 205-218
- 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. (1992). Approche spatiale des phénomènes écologiques. Détection des effets d'échelle. En P. Auger, J. Baudry y F. Fournier, (eds), *Hiérarchies et échelles en ecologie* (pp 157-170): Naturalia Publications.
- Baudry, J. & 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., Yu, Z., & Liwan, C. (1999). Landscape patterns changes in two subtropical Chinese villages as related to farming policies. *Critical reviews in plant sciences*, 18(3), 373-380.

Benzécri, J.P. (1973). *L'analyse des données. II. L'analyse des correspondances*. Dunod. Paris.

Bernis, F. (1966). *Migración en aves. Tratado teórico y práctico*. Madrid: Publicaciones SEO.

Bibby, C. J., Burgess, N. D. Hill, D.A. y Mustoe, S.H. (1993). *Bird Census Techniques 2<sup>a</sup>* Ed. BTO&RSPB.London.. Academic Press.

Bibby, C. J., Burgess, N. D. Hill, D.A. y Mustoe, S.H. (2000). *Bird Census Techniques*. Nueva York. Academic Press.

Bilcke, G. (1982). Breeding songbird community structure: influences of plot size and vegetation structure. *Acta Oecologia Generalis* 3, 511-521

Bilcke, G. (1984). Seasonal change in habitat use of resident Passerines. *Ardea* 72, 95-99.

BirdLife International (2004). Birds in Europe: Populations estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK; BirdLife International. (BirdLife Conservation Series. No 12).

Black, E.R., Jr. F. M. Davis. C.A. Henderson. & WA. Douglas. 1970. The role of birds in reducing overwintering populations of the Southwestem corn borer, *Diatraea grandiosella* (Lepidoptera: Crambidae). *Mississippi. Ann. Entomol. Soc. Am.* 63 (3), 701-706.

Blondel, J. (1970). Biogéographie des oiseaux nicheurs en Provence occidentale, du Mont Ventoux à la Mer Méditerranée. *L. Oiseau et R.F.O.* 40, 1-47.

Blondel, J. (1973). Avifaune et vegetation: essai d'analyse de la diversité. *Alauda* 41, 63-84

Blondel, J. (1975). L'analyse des peuplements d'oiseaux, elements d'un diagnostic ecologique. I. La methode des echantillonnage frequentiels progressifs (E.F.P.) *Terre et Vie* 29, 533-589

Blondel, J. (1986). *Biogéographie évolutive*. Paris: Masson.

Blondel, J. & Cuvillier, R. (1977), Une methode simple et rapide pour decire les habitats d'oiseaux: le stratiscope. *Oikos* 29, 326-331.

Blondel, J.; Ferry, C. & Frochot, B. (1973). Avifaune et vegetation, essai d'analyse de la diversité. *Alauda* 41, 63-84.

Bonet, A. (2004). Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments*, 56(2), 213-233.

Bongiorno, S. (1982). Land Use and summer bird population in Northwestern Galicia. Spain. *Ibis* 124, 1-20.

Botequilha; A. et al. (2006). *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. Washington: Island Press.

- Boyd, J. y Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616-626.
- Buckland, S. T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. y Thomas, L. (2002). *Introduction to distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford: Oxford University Press.
- Bueno AS, Bruno RS, Pimentel TP, Sanaiotti TM y Maymusson WT 2012. The width of riparian habitats for understory birds in an Amazonian forest. *Ecol. Appl* 22(2), 722-734
- Bulte E., Hector A., Larigauderie A. (2005). *Ecoservices: Assessing the Impacts of Biodiversity Changes on Ecosystem Functioning and Services. Report no. 3*, Paris: Diversitas.
- Burel, F. & Baudry, J. (1990). Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landscape Ecology* 4, 197-210.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. & Laake, J.L. (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wild. Monogr.* 72, 1-202.
- Burr, R.D. (1976). *The use of aerial photographs. Technical note 287*. Denver (USA): U.S. Bur. Land Manage. BLM Service Center.
- Calvo, J. F., Palazón et. al. (1992). The use of multivariate análisis for the ecological characterization of landscape: The Mula river watershed, Sout-East Spain. *Journal of Environmental Management* 34, 297-308.
- Campbell R W. (1973). Numerical behavior of a gypsy moth population system. *For. Sci.* 19, 162-167.
- Campbell, R. W., & T. R. Torgersen (1983). Effect of branch height on predation of western spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) pupae by birds and ants. *Environ. Entomol.* 12, 697-699.
- Camprodón, J. y Plana, E. (2001). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal*. Barcelona: Ediciones de la Universidad de Barcelona.
- Carpenter S.R., et al. (2006). Millennium Ecosystem Assessment: Research needs. *Science* 314, 257-258.
- Carrascal, L.M. (1985). Selección de hábitat en un grupo de aves forestales del norte de la Península Ibérica. Importancia de la estructura de la vegetación y competencia interespecífica. *Doñana Acta Vertebrata* 12, 75-92
- Carrascal, L.M. (1987). Relación entre avifauna y estructura de la vegetación en las repoblaciones de coníferas de Tenerife. *Ardeola* 34(2), 193-224.
- Carrascal, L.M. y Díaz, L. (2006). Winter bird distribution in abiotic and habitat structural ingredients: a case study with Mediterranean montane oakwoods. *Ecoscience* 13, 100-110.
- Carrascal, L.M. y Lobo, J.M. (2003). Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. En R. Martí y J.C. del Moral (Eds), *Atlas de las aves reproductoras de España*, (pp 651-668). Madrid, España: Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española de Ornitología.

Carrascal, L.M., Palomino, D. y Lobo, J.M. (2002). Patrones de preferencias de hábitat y de distribución y abundancia invernal de las aves en el centro de España. Análisis y predicción del efecto de factores ecológicos. *Animal Biodiversity and Conservation* 25,7-40

Carrascal, L.M. y Palomino D. (2008). *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. Madrid: SEO/Birdlife.

Carrascal L.M. y Tellería J.L. (1988). Relación entre avifauna y estructura de la vegetación en los medios agrícolas del norte de la Península Ibérica (País Vasco Atlántico). *Munibe Ciencias Naturales* 40, 9-17.

Carson, R. (1962). *Silent Spring. Reprint*. England: Penguin, Harmondsworth.

Ceballos, G. (1962). *Elementos de entomología general*. Madrid: Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Sección de Publicaciones.

Ceballos, P. (1979). Las hormigas rojas, las aves insectívoras y los murciélagos. *Bulletin SROP II-3*, 329-363

Cicchino, A. C. (2003). La carábido fauna edáfica de las especies verdes del tejido urbano y suburbano marplatense. Su importancia como herramienta de manejo de estos espacios. *Revista de ciencia y tecnología*, 8, 145-164.

Cody M.L. (1981) Habitat Selection in Birds: the roles of Vegetation Structure, Competition, and Productivity. *Bioscience* 31(2), 107.113

Conesa García, C. (1992). Trazados de baja y alta sinuosidad en ríos españoles. *Papeles de Geografía*, 18.

Confederación Hidrográfica del Duero. Sistema de Información del anuario de Aforos. Recuperado en <http://sig.magrama.es/aforos>

Confemadera y observatorio industrial de la Madera. (2010). El cultivo y la utilización del chopo en España.

Constanza, R. et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Constanza, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141, 350-352.

Costa, L. (1984). Composición de la comunidad de aves en pinares del Parque Nacional de Doñana (Suroeste de España). *Doñana, Acta Vertebrata*, 11, 151-183.

Costa, L. (1992). *Ecología del corzo (Capreolus capreolus) en las montañas cantábricas: modelo de gestión*. Tesis Doctoral. León: Universidad de León, Secretariado de publicaciones.

Costa, L. (1993). Evolución estacional de la Avifauna en Hayedos de la Montaña Cantábrica. *Ardeola*, 40 (1), 1-11

Costa, L. y Purroy, F.J. (1987). Situación actual de la avifauna cantábrica y medidas para su conservación. En Actas de las Jornadas (ed), Estudios sobre la montaña. (pp 281-291). León: Asociación Urz.

- Costa, L. y Purroy, F.J. (1991) Avifauna reproductora e invernante en abedulares de la montaña Cantábrica. *Munibe*, 41, 101-105.
- Costa, M.; Morla, C. y Sainz, H. (2001). *Los bosques ibéricos*. España: Editorial Planeta.
- Cox, G.W. (2010). *Bird migration and Global Change*. Washington: Island press.
- Cramp, S., & Brooks, D. J. (1992). *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western Palearctic*.
- Crawford, H.S., & Jennings, D.T. (1989). Predation by birds on spruce budworm *Choristoneura fumiferana*: functional, numerical, and total responses. *Ecology*, 152-163.
- Crawford, H. S., Titixrington, R.W. & D. T. Jennings, D.T. (1983). Bird predation and spruce budworms populations. *J. For.* 81, 433- 478.
- Crispin C y Dos Anjos L (2014). The Width and Biotic integrity of riparian forests affect richness abundante and composition of bird communities. *Naturaleza y conservacao* 12, 59-64
- Cuadras, C.M. (1981). *Métodos de análisis multivariante*. Barcelona: Editorial Universitaria de Barcelona.
- Chichilmisky, G. (1996). The economic value of the Earth´s resources. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 135-140
- Daily, G.C. (1976). *L´homme face á son environment*. Strasbourg: Conseil de l´Europe.
- Daily, G.C. (1997). *Nature´s Services: Societal Dependence on Ecosystem Services*. Washington, D.C: Island Press.
- Daily, G.C. et al. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 21–28.
- Davies, N.B. (2000). *Cuckoos, cowbirds and other cheats*. Princeton, USA: Princeton University Press.
- Debussche, M., Lepart, J. and Dervieux, A., 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology & Biogeography*, 8(1), 3-15
- De Frutos Tena, A. (2002). *Distribución y selección de hábitat de alimentación por el cernícalo primilla (Falco naumanni) durante el periodo post-reproductor en un área agrícola de la provincia de León*. Tesis Doctoral: Universidad de León.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. y Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.
- De Groot, R. et al. (2010). Integrating the Ecological and Economic Dimensions in Biodiversity and Ecosystem Service Valuation. En Kumar, P. (Ed.). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, London: Ecological and Economic Foundations, Earthscan Publications.
- Delahaye, L., Monticelli, D., Lehaire, F., Rondeux, J. & Claessens, H. (2010). Fone-scale habitat selection by two specialist woodpeckers occurring in beech and oak-dominated forest in Southern Belgien. *Ardeola* 57(2), 339-362.

- 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.
- Dies, J. I., Ramón, N. & Prosper, J. 2003. Winter Breeding by Black-crowned Night Heron in Eastern Spain. *Waterbirds* 26, 379-382.
- Digby, P.G.N. & Kempton, R.A. (1967). *Multivariate analysis on Ecological Communities. Population and community biology series*. London: Chapman and Hall.
- Dos Anjos, L., Volpato, G. H., Lopes, E. V., Serafini, P. P., Poletto, F., & Aleixo, A. (2007). The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic Forest remnant, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4), 1078-1086.
- Dosskey, M.G. (2001). Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management* 28(5), 577-598.
- Dowden, P. (1953). Use of a virus disease to control European pine sawfly. *Journal of Economic Entomology* 46(3), 525-526
- Drake, J.A. et al. (1989). *Biological invasions: A global perspective*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Driscoll, D.A. & Weir T.O.M. (2005). Beetle responses to habitat fragmentation depend on ecological traits, habitat condition and remnant size. *Conservation Biology* 19 (1), 182-194.
- Dudgeon J. Levy S. & Mc Laughlin J. (2006). *Bird diversity and vegetation structure*. Michigan, USA: Biological Station, University of Michigan.
- Eberhardt, L.L. (1978). Transect methods for populations studies. *J. Wild. Manage*
- Ehrlich P.R. & Ehrlich A.H. (1981). *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. New York, USA: Random House.
- Ehrlich, P.R. y Mooney, H.A. (1983). Extinction, substitution and ecosystem services. *Bioscience* 33, 248-254.
- Elkins, N. (1983). *Weather and Bird Behaviour*. Calton, Scotland: T & AD Poyser Ltd.
- Ellepola, G., & Rajakaruna, S. L. (2014). Relationship between Occurrence of Birds and Vegetation Structure of Riparian Habitats. En *Proceedings of International Forestry and Environment Symposium* (Vol 18). Sri Lanka: Department of Forestry and Environmental Science, University of Sri Lanka.
- EPPO/CoE (1994) Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products. *EPPO Bulletin* 24, 37-87.
- Erdelen M. (1984). Bird communities and vegetation structure: I. Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia* 61, 227-284.
- Fasola, M., Rubolini, D., Merli, E., Boncompagni, E. & Bressan, U. (2010). Longterm trends of heron and egret populations in Italy, and the effects of climate, human-induced mortality, and habitat on population dynamics. *Population Ecology* 52, 59- 72.
- Fernández-Alcázar, G. y Fernández-Cruz, M. (1991). Situación actual de las garzas coloniales en España. *Quercus* 60, 8-24.



- Ferry, C. & Frochot, B. (1970). L'avifaune nidificatrice d'une forêt de Chênes pédonculés en Bourgogne: étude de deux successions écologiques. *La terre et la Vie* 24, 153-250.
- Fiedler, P.L. & Jain, S.K. (1996). *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*. En Soulé, M. (Ed). *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*. (pp 584). Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- Fittkau E.J. y Klinge H. (1973). On Biomass and Trophic structure of the Central Amazonian Rain forest. *Biotropica* 5(1), 2-14.
- Forestry Commission. (2004). *Woodland structure and birds-effects of woodland management and deer browsing*, England: DEFRA.
- 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), Wageningen: Veldhoven Pudoc.
- Forman, R. T.T. (1995). *Land Mosaic: The ecology of landscapes and regions*. Nueva York: Cambridge University Press.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31, 733-740.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. New York: John Wiley & Sons.
- Fouces-Saez, V. (2003). Cuco común (*Cuculus canorus*). En R. Martí y J.C. del Moral (Eds). *Atlas de las aves reproductoras de España*. (pp 310-311). Madrid: SEO.
- Fournier, E. & Loreau, M. (2002). Foraging activity of the carabid beetle *Pterostichus meslanarius* in field margin habitats. *Agricultur ecosystems & environment* 89 (3), 253-259.
- Freemark, K., & Boutin, C. (1994). Nontarget-plant risk assessment for pesticide registration. *Environmental Management* 18(6), 841-854.
- French B.W. & Elliot, N.C. (1999). Temporal and spatial distribution of ground beetle (*Coleoptera: Carabidae*) assemblages in grasslands and adjacent wheat fields. *Pedobiologia* 43, 73-84.
- Fretwell, S.D. (1972). *Populations in a seasonal environment*. Princeton: Princeton Univ. Press.
- Fuller, R.J. (1994). Relating birds to vegetation: influences of scale, floristics and habitat structure. En E.J.M. Hagemeyer y T. Verstraels (Eds), "*Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th international conference of IBCC and EOAC*" (pp. 19-28). Beek-Ubbergen, Noordwijerhout. The Netherlands: Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON.
- Fuller, R.J., Trevelyan, R.J., & Hudson, R.W. (1997). Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. *Ecography* 20, 295-307
- Gales, N. (1992). *Wildlife after gravels*. England: Game Conservancy LTD
- García Fernández, J., Ramos, L.A. y Vázquez, X. (2008). *Atlas de las aves reproductoras de León*. León: Diputación de León.



García, J., Rodríguez, N., Miguélez, D. y de Gabriel, M. (2011). *Guía de las aves de León*. Grupo Ibérico de Anillamiento (Ed). León: Diputación Provincial de León.

García Pérez, J. (2013). . Densidad y diversidad de artópodos terrestres en el área de interés paisajístico "Alonso Vera" (Girardot-Cundinamarca). *Revista de ciencias Agropecuarias. Universidad de Cundinamarca. Vol 1*, 72-84.

Garrido, J. R., Molina, B. y Del Moral, J. C. (Eds.) (2012). *Las garzas en España, población reproductora e invernante en 2010-2011 y método de censo*. Madrid: SEO/ BirdLife.

Gibb, H., & Hochuli, D. F. (2002). Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106(1), 91-100.

Gil Lletget, A. (1928). Estudios sobre la alimentación de las aves (I). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural* 28, 171-194

Gil Lletget, A. (1944). Base para un método científico de la alimentación de las aves y resultados del análisis de 400 estómagos. *Boletín de la Real sociedad Española de historia Natural* 42, 177-187

Gómez- Baggethun E. & De Groot R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas*, 16 (3), 4-14.

González del Tánago, M.D. García de Jalón, F. Lara & R. Garilleti (2006). Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva Marco del Agua. *Ingeniería civil*, 143, 97-108

González-Taboada, F., Nores, C. y Alvarez, M.A. (2007). Breeding bird species richness in Spain: assessing diversity hypothesis at various scales. *Ecography*, 30, 241-250.

Gradwohl, J., & Greenberg, R. (1982). The effect of a single species of avian predator on the arthropods of aerial leaf litter. *Ecology*, 581-583.

Green, R.E., Osborne, P.E., & 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.

Grifo, F. y Rosenthal J. (Eds) (1997). *Biodiversity and human health*. Washington D.C.: Island press.

Grupo Ibérico de anillamiento (GIA) (2010). *Censo internacional de aves acuáticas en la provincia de León*. GIA (Eds). León: GIA

Guitián, J. (1984). Sobre la importancia del Acebo (*Ilex aquifolium* L.) en la ecología de la comunidad invernal de Passeriformes en la cordillera Cantábrica occidental. *Ardeola* 30, 67-76.

Gunnarsson, B. (1983). Winter mortality of spruce-living spiders: effects of spider interactions and bird predation. *Oikos* 40, 226-233

Gustafson, E. J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern. What is the state of the art? *Ecosystems* 1(2), 143-156

- Haila, Y., Järvinen, O. & Väisänen. (1980). Effects of changing forest on long-term trends in bird populations in SW Finland. *Ornis Scandinavica* 11, 12-22.
- Hammer, O; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001). Past. Paleontological Statistics software, package education and data analysis. *Palaentologia Electronica* 4(1).
- Hansson, L. (1983). Bird numbers across dejes between mature conifer forest and clearcuts in central Sweden. *Ornis Scand.* 14, 97-103.
- Harman, H.H. (1967). *Modern Factor analysis. 2nd.* Chicago: Ed. Univ. Chicago Press.
- Harris, L. D. (1984). The Fragmented forest. Island biogeographic. Theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago press.
- Hein L., Van Koopen K., De Groot R.S., Van Ierland E.C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57, 209-228.
- Helle, E. & Helle, P. (1982). Edge effects on forest bird communities on offshore islands in the northern Gulf of Bothnia. *Ann. Zool. Fennici* 19,165-170.
- Hernández, A. y Alegre, J. (1991). Estructura de la comunidad de paseriformes en setos de la provincia de León (NO de España). *Doñana Acta Vertebrata*, 18(2), 237-251.
- Hilden, O. y Lainé, J.L. (1985). Accuracy of single line transect in Finnish woodland habitat. En K. Taylor; R.J. Fuller y P.C. Lack (Eds). *Bird Census and Atlas Studies* (pp 111-1169. England: BTO Tring.
- Hilty, J.A. Lidicker W.Z. y Merenlender, A.M. (2006). *Corridor ecology: The Science and practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation.* Washington: Island press.
- Hino, T. (1985). Relations between bird communities and habitat structure in shelterbelts of Hokkaido, Japan. *Oecologia (Berlin)* 65, 442-448.
- Hiraldo, F., Negro, J.J., Donazar. J.A. y Gaona, P. (1996). A demographic model for a population of the endangered Lesser Kestrel in southern Spain. *J. Applied Ecology* 33, 1085-1093.
- Holmes R.T. (1990). Ecological and evolutionary impacts of bird predation on forest insects. An overview. *Studies in avian biology* 13, 6-13.
- Holmes, R.T. & Sturges, F.W. (1975). Avian community dynamics and energetics in a northern hardwoods ecosystem. *J. Anim. Ecol.* 44, 175-200
- Hotelling, H. (1933). Analysis of a complex of statistical variables into Principal Components. *J. Edc. Psychol.* 24, 417-520.
- Hulshoff, R. M. (1995). Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology* 10, 101-111.
- Hunter, M.L. Jr. (1999). *Maintining Biodiversity in Forest Ecosystems.* England: Cambridge University Press.
- Ibero, C et al. (1996). *Ríos de Vida: El estado de conservación de las riberas fluviales en España.* Madrid: SEO/Birdlife. Sociedad Española de Ornitología.
- Instituto Geográfico Nacional (IGN). Vuelo americano. Serie B (1956-1957) Disponible en [ftp://ftp.itacyl.es/cartografia/03\\_FotogramasAereos/Vuelo-Americano\\_1956-57/](ftp://ftp.itacyl.es/cartografia/03_FotogramasAereos/Vuelo-Americano_1956-57/).

- Instituto Geográfico Nacional (IGN). Ortofotos PNOA. Disponible en <ftp://ftp.itacyl.es/cartografia>.
- Instituto tecnológico agrario (ITACYL) (2012). *Mapa de suelos de Castilla y León*. Disponible en <http://www.suelos.itacyl.es> . Junta de Castilla y León.
- Jacobson, S.K. & McDuff, M.D. (1988). Conservation Education. En Sutherland, W.J. (ed). *Conservation Science and Action.*, (pp:237- 255). Cambridge. Cambridge University Press.
- Janson, S. & Vegelius, J. (1981). Measures of ecological association. *Oecologia* 49, 371-376.
- Järvinen (1978). Species-specific census efficiency in line transects. *Ornis Scandinavica* 9, 164-167
- Järvinen, O., Koskimies, P. & Väisanen R.A. (1991). Line transect census of breeding land birds. En Koskimies P. y Väisanen R.A (Ed). *Monitoring Bird Populations. A Manual o Methods Applid in Finland*: 33-40. Finland.
- Järvinen, O. & Väisanen, R.A. (1975). Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos* 26, 316-322.
- Järvinen, O. & Väisanen, R.A. (1976a). Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. IV. Geographical constancy of the proportion of main belt observations. *Ornis Fennica* 53, 87-91.
- Järvinen, O. & Väisanen, R.A. (1976b). Species diversity of finnish birds. II: Biotopes at the transition between taiga and tundra. *Acta Zoologica Fennica* 14, 35pp.
- Järvinen, O. & Väisanen, R.A. (1981). Methodology for censusing land bird farms in large regions. *Study of Avian Biology* 6, 146-153
- Järvinen, O. & Väisanen, R.A. (1983a). Confidence limits for estimates of population density in line transect. *Ornios Scandinavica* 14, 129-134
- Järvinen, O. & Väisanen, R.A. (1983b). Correction coefficients for line transect censuses of breeding birds. *Ornis Fennica* 60, 97-104
- Jean Dorst (1971), *La vie des Oiseaux*. Paris /Montreal: Bordas.
- Johnson, R. R., Ziebell, C. D., Patton, D. R., Ffolliott, P. F., & Hamre, R. H. (1985). *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses*. (523p). Fort Collins, CO: Department of Agriculture, forest Service, rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Jubete Tazo, F. (1997). *Atlas de las aves nidificantes de la provincial de Palencia*. Palencia: Asociación de Naturalistas Palentinos.
- Karr, J.R. (1968). Habitat and avian diversity on strip-mined land in east central Illinois. *Condor* 70, 348-357.
- Karr J.R. & Roth R.R. (1971). Vegetation structure and avian diversity in several New World Areas. *American Naturalist* 423-435
- Kikkawa, J. (1982). Ecological association of birds and vegetation structure in wet tropical forests of Australia. *Australia Journal of Ecology* 7(4), 325-345

- Kinzig, A., Perrings, C. y Scholes R. (2007). Ecosystem Services and the Economics of Biodiversity Conservation. Documento de trabajo. Recuperado en ([http://www. public.asu. edu/~ cperring/Kinzig\\_Perrings\\_Scholess \(2007\). pdf](http://www.public.asu.edu/~cperring/Kinzig_Perrings_Scholess (2007). pdf)).
- Kirk, R. S. S. (1996). *Composición y análisis de alimentos de Pearson* (No. 543.1 K5Y 1991).
- Koskimies, P. & Väisänen, R.A: (1990). *Monitoring Bird Populations. A manual of Methods Applied in Finland*. Zoological Museum. Finnish Museum of Natural History (Ed.) 143 p. Helsinki: University of Helsinki.
- Krebs, C.J. (1986). *Ecología: Análisis experimental de la distribución y abundancia*. Madrid: Ed. Pirámide S.A., Madrid.
- Lack, D. (1966). *Population studies of birds*. Oxford: Oxford University Press.
- Landis, D. A., Wratten, S. D., & Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual review of entomology*, 45(1), 175-201.
- Lanni, E. Väisänen, R.A. y Koskimies, P. (1988) Population monitoring of the Finnish Waterfowl in 1987-88. *Lintunics* 23, 138-145
- Legendre, L. et Legendre, P. (1979). *Écologie numerique*. París: Masson.
- Lester, L. (2012). Landscape connectivity: corridors and more. *Issues in Ecology* 16, 143-160
- Lieth, H. (1960). *Productividad primaria en los ecosistemas: Análisis comparado de modelos globales*. En Conceptos unificadores en ecología. (85-110) Barcelona: Blume.
- Lindbery, K. & Hawkins, D.E. (1993). *Ecotourism: A guide for Planners and Managers*. North Bennington: The Ecotourism Society.
- López Cadenas de Llano, F. (1990). El papel del bosque en la conservación del agua y del suelo. *Ecología* (1), 141-156.
- Mac Arthur R.H. & Mac Arthur J.W (1961). On bird species Diversity. *Ecology* 42, 594-598.
- Mac Arthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Magura, T. (2002). Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and management*, 157(1), 23-37.
- Margalef, R. (1968). *Perspectivas in Ecological Theory*. Chicago: Universidad de Chicago Press.
- Martín, T. E. (1987). Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Ann. Rev. Ecol. Syst* 18, 453-487.
- Martin, A.C.; H.S. Zim & A.L. Nelson (1951). *American Wildlife and Plants*. New York: MacGraw-Hill Book Company,.
- Martínez de Azagra, A. (1996). *Hidrología forestal: el ciclo hidrológico*. Secretariado de publicaciones. Valladolid: Universidad de Valladolid.

Martínez J. G. et al. (2009). *Distribución del cuco común (Cuculos canorus) y sus hospedadores en Sierra Nevada (Sur de España)*. Proyectos de investigación en Parques Nacionales. Granada: Universidad de Granada.

Martí, R. & Del Moral, J. C. 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Martí, R. & Del Moral, J. C. (Eds.) Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología.

Martín-López, B., González, J.A., Díaz, S., Castro, I. y García-Llorente, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas XVI*, nº3.

Martín-López, B., y Montes, C. (2010) *Biodiversidad y servicios ecosistémicos ante el cambio global*. Observatorio de la sostenibilidad en España (OSE).

Martín-López, B., & Montes, C. (2010b). Funciones y servicios de los ecosistemas: una herramienta para la gestión de los espacios naturales. *Guía científica de Urdaibai*, 13-32.

May, R.M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. En Cody, M.L. & Diamond, J. (Eds). *Ecology and Evolution of Communities*; 81-120. Cambridge: Belknap Press.

May, R.M. (1981). Patterns in multi-species communities. En *Theoretical ecology, principles and applications*, (197-227). Oxford: Blackwell Scientific Publications.

Maza Álvarez J.A., y García Flores M. (1998). Estabilidad de Cauces. En *Manual de Ingeniería de Ríos*. Cap. 12. Instituto de Ingeniería. México: Universidad Autónoma de México.

Maza Álvarez, J.A. y Gracia Sánchez, J. (1998). Morfología de Ríos. En *Manual de Ingeniería de Ríos*. Cap. 11. Instituto de Ingeniería. México: Universidad Autónoma de México.

McAtee, W. L. (1932). Effectiveness in nature of the so-called protective adaptations in the animal kingdom, chiefly as illustrated by the food habits of nearctic birds. *Smithsonian Misc. Coil.* 85, 1-201.

McEwen, L. C., Deweese, L. R., & Schladweiler, P. (1986). Bird predation on cutworms (Lepidoptera: Noctuidae) in wheat fields and chlorpyrifos effects on brain cholinesterase activity. *Environmental entomology*, 15(1), 147-151.

McFarlane, R.W. (1976). Birds as agents of biological control. *The Biologist* 58 (4), 123-140.

McGarigal, K. & Cushman, S.A. (2005). The gradient concept of landscape structure. En Wiens, J. Moss, M. (eds). *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge: Cambridge University press, p. 112-119.

McGarigal, K. & Marks, B.J. (1995). FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA.: For Serv Gen Tech Rep PNW- 351

McNaughton, S.J. & Wolf, L.L. (1970). Dominance and the niche in ecological systems. *Science*, 167, 131-139.

McNeely, J.A. (1988). *Economics and biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources*. Gland, Suiza: IUCN.



- McRae, B.H., May, S.A., Beier, P. & Theobald, D.M. (2012). Where to restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and quantifying Restorative Benefits. *Plus One* 7 (12).
- Merriam, G. (1990). Ecological processes in the time and space of farmland mosaics. En I. S. Zonneveld y R.T.T. Forman, (Eds). *Changing landscapes: An ecological perspective*. pp 121-133. New York: Springer-Verlag.
- Migueluez Carbajo, D. (2004). *Importancia para la avifauna de los medios acuáticos artificiales: las balsas de riego de la comarca del Páramo (León)*. Trabajo de Grado. León: Universidad de León.
- Millennium Ecosystem Assessment. (MA) (2003). *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*. Washington, DC.: Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment. (MA) (2005). *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. Washington, D.C. : World Resources Institute
- Mineau, P., & A. McLaughlin. (1994). Effects of agriculture on biodiversity in Canada. En *Biodiversity in Canada: A science assessment for Environment Canada*, pp. 59-113. Ottawa: Biodiversity Science Assessment Team. Environment Canada.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAGRAMA) (2011). Anuarios de estadística forestal. Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/estadisticas/forestal\\_anuarios\\_todos.asp](http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/estadisticas/forestal_anuarios_todos.asp)
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAGRAMA) (2013). Mapas de cultivos y aprovechamientos. Disponible en <http://www.sig.mapa/siga.es> Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAGRAMA). Secretaría de Estado de Medio ambiente. Mapa de Caudales Máximos. Caumax versión 2.2.
- Mock, D. W., & Lamey, T. C. (1991). The role of brood size in regulating egret sibling aggression. *American Naturalist*, 1015-1026.
- Moller, A.; Fiedler, W. & Berthold, P. (2009). *Effects of climate change on Birds*. Oxford: Oxford University Press.
- Monreal, J. (1986). *Evolución anual de los parámetros de la comunidad de aves de la Vega del río Tajuña (Madrid)*. Tesina de Licenciatura. Madrid: Universidad Complutense de Madrid.
- Morris, R. F. (1959). Single-factor analysis in population dynamics. *Ecology* 40, 580-588.
- Morris, R. F., Cheshire, W. F., Miller, C. A., & Mott, D. G. (1958). The numerical response of avian and mammalian predators during a gradation of the spruce budworm. *Ecology*, 487-494.
- Morrison, E.B. & Lindell, C.A. (2012). Birds and bats reduce insect biomass and leaf damage in tropical forest restoration sites. *Ecology Application* 22(5), 1526-1534
- Munné A. et al. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality or riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic conservation: *Marine and Freshwater Ecosystems*. 13,147-163
- Murton, R.K. (1971). Why do some bird species feed in flocks? *Ibis* 113(4), 534-536
- Nagy, K.A. (1987) Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds. *Ecological Monographs* 57, 111-128.



- Nagy, K.A., Girard, I.A. & Brown, T.K. (1999) Energetics of free-ranging mammals, reptiles and birds. *Annual Review of Nutrition* 19, 247-277.
- Naueh, Z. & Lieberman A.S. (1984). *Landscape Ecology: Theory and Applications*. Nueva York: Springer-Verlag.
- Niemela, J. J., Skrbek, L., Sreenivasan, K. R., & Donnelly, R. J. (2001). The wind in confined thermal convection. *Journal of Fluid Mechanics* 449, 169-178.
- Nilsson, S.G. (1979). Density and species richness of some forest bird communities in south Sweden. *Oikos* 33, 392-401
- Niwa, Y. (2002). Creating orthorectified aerial photography without a camera calibration report. [http://support.erdas.com/focus3/files/Aerial\\_photo.pdf](http://support.erdas.com/focus3/files/Aerial_photo.pdf).
- Ollero Ojeda, A. (1993). Los elementos geomorfológicos de la cuenca del Ebro, de meandros libres y colonización vegetal. *Geographicalia*, 30, 295-308.
- Ollero Ojeda, A. (2011). Los cauces fluviales como indicadores de cambio global: propuesta metodológica. En *Zubía Revista de Ciencias*. Monográfico N° 23. (187-200). El Cambio Global. Estudios en La Rioja. Logroño (España).
- Ollero, A., et al. (2007). Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographicalia* 52, 113-141.
- Ollero, A. et al. (2011). The IHG index for hydromorphological quality assessment of rivers and streams: updated version. *Limnetica* Vol. 30, 255-262.
- Ollero, A. Ibisate, A. y Elso, J. (2010). *El territorio fluvial: espacio para la restauración*. Notas técnicas del Centro Ibérico de Restauración Fluvial (1).
- Odum, E.P. (1971). *Ecología*. México: Ed. Interamericana.
- Odum E.P. (1978). Opening address: Ecological importance of the riparian zone. B.R. Johnson & D.F. McCormick (Eds). Washington, DC, USA.
- O'Neill, R. V.O et al. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1, 153-162.
- Oria de Rueda, J.A. y Díez, J. (2003). *Los bosques de Castilla y León*. Ámbito (Eds). Valladolid (300 pp).
- Osborne, P. (1984). Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of applied Ecology* 21, 63-82.
- Otvos, I. S. (1979). The effects of insectivorous bird activities in forest ecosystems: an evaluation.
- Pain, D.J. & Pienkowski, M.W. (1997). *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Londres: Academic Press.
- Palacios, A. y Fernández-Cruz, M. (1993). Overwintering of the Night Heron in the Mediterranean region. Actas of the Mediterranean Symposium. Colonial Waterbirds Society Meeting: Behavioural Ecology of Colonial Waterbirds. Arles, France.
- Pape Moller, A. (1983). Changes in Danish farmland habitats and their populations of breeding birds. *Holarctic Ecology* 6, 95-100.

- Pascual, J. Pérez, M. y Peris, S. (1994). Densidad de *Tortrix viridana* L. en encina y quejigo en una masa mixta. *Bol. San. Veg. Plagas*, 20, 899-907.
- Pearce, D. and Turner, R.K. (1990) *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Pérez, J. J., De Lope, F., Turégano, B. y De la Cruz, C. (1991). La alimentación de los pollos de martinete (*Nycticorax nycticorax*) en Extremadura. *Ardeola*, 38, 277-287.
- Pérez-Soba Baró, A. (1985). Influencias de la vegetación en la conservación del suelo y del agua. *Revista El Campo*, (98).
- Peris, S.J. y Carnero J.I. (1988). *Atlas ornitológico de la provincia de Salamanca*. Diputación de Salamanca (Ed). Salamanca.
- Peterman, R. M., W. C. Clark, & C. S. Holling. (1979). The dynamics of resilience: shifting stability domains in fish and insect systems. *Symp. Br. Ecol. Soc.* 20, 321-341.
- Pfiffner, L., & Luka, H. (2000). Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78(3), 215-222.
- Pineda, F.D., Miguel, J.M. de, Casado, M.A. y Montalvo, J. (2002). *La Diversidad Biológica de España*. Madrid: Prentice May.
- Pinilla, J., Díaz Caballero, J. A. y Máñez, M. (2003). Martinete común (*Nycticorax nycticorax*). En, R. Martí y J. C. del Moral (Eds.): *Atlas de las aves reproductoras en España*, (pp. 108-109). Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife.
- Pino, J. et al. (1998). Análisis mediante SIG de la relación entre estructura del paisaje y riqueza de especies de aves en un área perimetropolitana de Barcelona. *Obra tecnológica geológica para el siglo XXI*, 221-230.
- Potti Sánchez, J y Tellería J.L. (1984). Aspectos ornitogeográficos de los melojares (*Quercus pyrenaica*) del Sistema Central. *Studia oecologica* 5, 247-258.
- Potti Sánchez, J. (1985). *Las comunidades de aves del Macizo de Ayllon (Sistema Central)*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad Complutense de Madrid.
- Power, T.M. (1991). Ecosystem preservation and the economy in the Greater Yellowstone Area. *Conservation Biology* 5, 395-404.
- Prada Blanco A. (2001). *Valoración económica del patrimonio natural*. Instituto de Estudios Económicos. La Coruña: Fundación Pedro Barrié de la Maza.
- Primack, R.B. (1993). *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates. USA: Sunderland Mass.
- Pueyo, Y. y Beguería, S., 2007. Modelling the rate of secondary succession after farmland abandonment in a Mediterranean mountain area. *Landscape and Urban Planning*, 83(4), 245-254.
- Purroy, F.J. (1975). Evolución anual de la avifauna de un bosque mixto de coníferas y frondosas en Navarra. *Ardeola* 21, 669-697
- Purroy, F.J. (1977a). Avifauna nidificante en hayedos, quejigales y encinares del Pirineo. *Boletín estación Central Ecología* 11, 93-103.

- Purroy, F.J. (1977b). Avifauna nidificante e invernante del robledal atlántico de *Quercus sessiliflora*. *Ardeola* 22, 85-95.
- Purroy, F.J. (1993). Informe sobre la importancia ornitológica de la zona afectada por el Plan de Regadíos de Payuelos (León). Informe inédito. SEO/BirdLife.
- Purroy, F. J. (1997). Avifauna nidificante en hayedos, quejigales y encinares del Pirineo. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 11, 93-103
- Purroy F.J., Álvarez, A. y Clevenger, A.P. (1990). Bosque y fauna de vertebrados terrestres en España. *Ecología, fuera de Serie*. Nº1, 349-363.
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. (2002). *Experimental Design and Data analysis for Biologists*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ramírez, A. y Tellería, J.L. (2003). Efectos geográficos y ambientales sobre la distribución de las aves forestales ibéricas. *Graellsia* 59, 219-231.
- Reichholf, J.H. (1987). Composición of bird fauna in riverine forests. En *Riverine forest in Europe: Status and Conservation*. ICBP Report of the 15th Conference 1985, (pp 16-21) Cambridge, Reino Unido.
- Rexstad, E.A.; Millar, D.D.; Flather, C.H.; Anderson, E.M.; Hupp, J.W. & Anderson, D.R. (1988). Questionable multivariate statistical inference in wildlife habitat and community studies. *Journal Wildlife Management* 52, 794-798.
- Rey Benayas, J.M. y Meltzar, J. (2014). *Control aviar de plagas de invertebrados en cultivos leñosos mediante restauración ecológica estratégica*. Madrid:Fundación FIRE (Fundación internacional para la restauración de los ecosistemas). Rivas Martínez, S. et al. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. Itinera Geobotanica. *Asociación Española de Fitosociología. Volumen 15*.
- Rivas Martínez, S. y Rivas Sáenz, S. (2010). Sistema de Clasificación Bioclimática Mundial, 1996-2009. España: Centro de Investigaciones Fitosociológicas. Disponible en <http://www.ucm.es/info/cif>
- Robbins, C.S. (1981). Bird activity levels related to weather. *Studies in Avian Biology*, 6, 301-310.
- Rodríguez I. y Ruiz, V. (2001). Avifauna nidificante asociada a bosques de ribera y choperas de repoblación, próximas a cauces fluviales en la provincia de León.
- Román, J. et al. (1996). *Atlas de la aves nidificantes de la provincia de Burgos*. Caja de Ahorros y Monte de Piedad del Círculo católico de Burgos (Ed). Burgos.
- Ronchetti, G. (1975). Lotta biologica e difesa interata contro gli insetti nocivi alle piante. Ministero Agriculture e Forestre, Roma, *Collata Verte* 36,1-78.
- Sachs J.D., Reid W.V. (2006). Environment – investments toward sustainable development. *Science* 312, 1002.
- Sánchez Mata, D. y de la Fuente García, V. (1986). *Las riberas de agua dulce*. Madrid: Centro de Publicaciones. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.
- Sanders T.A. & Edge W.D. (1998). Breeding Bird community composition in Relation to Riparian Vegetation Structure in the Western United States. *The Journal of Wildlife Management* 62 (2), 461-473.

Santos, T., Galarza, A., Ramírez, A. Pérez-Trías, J., Carbonell, R. y Tellería, J.L. (2010). Efectos de la vegetación y la topografía sobre las comunidades de pájaros forestales: un test en la ecoregión de bosque mixto cantábrico (España). *Ardeola* 57(2), 285-302.

Santos, T. y Tellería, J. L. (1985). Patrones generales de la distribución invernal de passeriformes en la Península Ibérica. *Ardeola* 32, 17-30.

Saurola, P. (1986). The raptor grid: an attempt to monitor Finnish raptors and owls. *Van Fagelva. Supp 11*, 187-190.

Schumm, S.A. (1991). *To interpret the Earth: ten ways to be wrong*. (133 pp). Cambridge: Cambridge University Press.

Seavy N.S., Viens J.H. y Wood J.K. (2009). Riparian bird response to vegetation structure: a multiscale analysis using LIDAR measurements of canopy height. *Ecological Applications* 19, 1848-1857.

Seber, G.A.F.(1973). *The estimación of animal abundance*. New York: Hafner.

Senar, J.C y Borrás, A. (2004). Sobrevivir al invierno. Estrategias de las aves invernantes en la Península ibérica. *Ardeola* 51(1), 133-168.

SEO/BirdLife. (1997). *Atlas de las aves de España. (1975-1995)*. Barcelona: Lynx Ediciones.

SEO/BirdLife (2010). *Estado de conservación de las aves en España*. Madrid: SEO/BirdLife.

SEO/BirdLife. (2012). *Atlas de las aves en invierno en España (2007-2010)*. SEO/BirdLife. Madrid. MAGRAMA.

SEO/BirdLife. (2013). *Resultados del programa SACRE*. Madrid: SEO/BirdLife.

Serrano Barba, M., de Garnica Cortezo, R., y Villanueva, J. G. (1997). Estudio de la comunidad de aves a lo largo de la ribera del río Torío (León, NW de España). En *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas* (pp. 245-254). Almería: Instituto de Estudios Almerienses.

Sevilla, F. (2008). *Una teoría ecológica para los bosques ibéricos*. León: Instituto de Restauración y Medio Ambiente.

Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communications*. Urbana: University of Illinois Press.

Shields, W.M. (1979). Avian Census Technique: an analytical review. En *The role of insectivorous birds in forest ecosystems*. J.G. Dickson; R.N. Connor; R.R. Fleet; J.C. Kroll & J.A. Jackson (Eds). (23-51). New York: Academic Press.

Simms, E. (1976). *Woodland Birds*. Londres: The New Naturalist Collins.

Sistema de Información geográfico agrario. SIGA. Disponible en <http://www.sig.mapa.es>

Smith, H. R. 1985. Wildlife and the gypsy moth. *Wildl. Sot. Bull.* 13,166-174.

Smith, V.K. & Desvougues, W.H. (1986). *Measuring Water Quality Benefits*. Boston: Kluwer-Nijhoff.

Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios

Sogge, M. K., Sferra, S. J., & Paxton, E. H. (2008). Tamarix as habitat for birds: implications for riparian restoration in the southwestern United States. *Restoration Ecology*, 16(1), 146-154.

Soulé, M. E. (1986). *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer Assoc.Inc. Sunderland, MA.

Southwood, T.R.E. (1978). *Ecological Methods*. Londres: Chapman and Hall.

Stapp, W.B.; Cronwell, M.M. & Wals, A. (1995). The Global Rivers Environmental Education Network. En Jacobson, S.K. (ed.). *Conserving Wildlife International Education and Communication Approaches*. (pp:177-197). Columbia. University Press.

Stauffer D.F. & Best L.B. (1980). Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. *Journal Wildlife Management* 44(1), 1-15

Sterling Carmona, A. (1996). *Los sotos, refugio de vida silvestre*. Madrid: Secretaría General Técnica. MAPA.

Steward, V. B., K G. Smith, & F. M. Stephe. (1988). Red-winged Blackbird predation on periodical cicadas (Cicadidae: Magicicada spp.): bird behavior and cicada responses. *Gecologia* 76, 348-352.

Sturges, F. W., Holmes, R. T., & Likens, G. E. (1974). The role of birds in nutrient cycling in a northern hardwoods ecosystem. *Ecology*, 149-155.

Suárez, F. y Santos, T. (1988). Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves en un rebollar (*Quercus pyrenaica*) de la submeseta norte. *Miscelanea Zoológica* 12, 379-383.

Suárez Seoane, S. (1998). *Efectos ecológicos derivados del abandono de tierras de cultivo en la provincia de León (Municipio de Chozas de Abajo)*. Tesis doctoral. Universidad de León.

Sutherland, W.J. (2000). *The conservation Handbook. Research, Management and Policy*. Oxford: Blackwell Science.

Svensson, S. (1980). Comparison of bird census methods. *Proceed. VI. Int. Conf. Bird Census Work.*, 11-22

Szaro, R.C. & Johnston, D.W. (1996) *Biodiversity in Managed Landscapes*. Oxford University Press.

Tellería, J.L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Editorial Raices.

Tellería, J.L. (1987). Biogeografía de la avifauna nidificante en España Central. *Ardeola*, 34 (2), 145-166.

Tellería, J.L. (1978) y Garza, V. (1981). Methodological features in the study of a Mediterranean forest bird community. *Proceed. VII. Int. conf. Bird Census Work*.

Tellería, J.L.; Santos, T., Álvarez, G. y Sáez-Royuela, C.(1988). Avifauna de los campos de cereal del interior de España. En *Aves de los medios urbano agrícola en las mesetas españolas*. F. Bernis (Ed), (pp173-270).Madrid: SEO.



- Tellería, J.L.; Santos, T. y Carrascal, L.M. (1988). *La invernada de los passeriformes (O. Passeriformes) en la Península ibérica*. Monografía de la SEO, nº 1. Invernada de Aves en la Península Ibérica, 153-166.
- 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.
- Terborgh, J. (1992). Why American songbirds are vanishing? *Scientific American* 24, 98-104.
- Ter Braak, C.J.F. (2003). CANOCO versión 4.5A. *Biometrics- quantitative methods in the life and earth sciences*. Plant Research International. Wageningen, The Netherlands: University and Research Centre.
- Thinh V.T. (2006). Bird species richness and diversity in relation to vegetation in Bavi National Park, Vietnam. *Ornithological Science* 5(1), 121-125.
- Tiainen, J., et al. (1980). Efficiency of the line transect and point count methods in a South Finnish forest area. *Proceed. VI. Int. conf. Bird Census Work*, 107-113.
- Torgersen, T.R., Mason, R.R. & Campbell R.W. (1990). Predation by birds and ants on two forest Insect pests in the Pacific Northwest. *Studies in Avian biology* 13, 14-19.
- Tramer, E.J. (1969). Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology*, 50, 927-929.
- Tremblay, Annie (1999). *The role of birds as predators and potential biocontrol agents of insect pests in corn fields*. Thesis of department of Natural resources Sciences. McDonald Campus of McGill University. Quebec, Canada.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology letters*, 8(8), 857-874.
- Turner, M.G. et al. (2001). *Landscape ecology in theory and practice*. Nueva York: Springer-Verlag.
- Van Bael S.A. & Brawn J.D. (2005). The direct and indirect effects of insectivory by birds in two contrasting Neotropical Forests. *Oecologia: 143 (1)*, 106-116.
- Van den Bergh, J. C., & Button, K. J. (1997). Meta-analysis of environmental issues in regional, urban and transport economics. *Urban Studies*, 34(5-6), 927-944.
- Van der Wall, S.B. y MacMahon J.A. (1984). Avian distribution patterns along a sonoran desert bajada. *Journal Arid Environment* 7, 59-74.
- Vila Subirós, J. et al. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje. Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anal. Geogr* 48, 151-166.
- Vitousek, P.M. (1994). Beyond global warming ecology and global change. *Ecology* 75, 1981-1976
- Voisin, C. 1991. *The Herons of Europe*. Londres: T. & A.D. Poyser.
- Wallace, K.J. (2007). Classifications of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139, 235-246.



- Whelan, T. (1991). *Nature tourism: Managing for the environment*. Washington, D.C. Island press,
- Whitcomb, R.F., Robbins, C.S., Lynch, J.F., Whitcomb, B.L., Klimkiewicz, M.K. & Bystrak, D. (1981). Effects of forest fragmentation on avifauna of the Eastern deciduous forests. En R.L. Buryess y D.M. Sharpe (eds). *Forest Islands dynamics in Man-dominated landscapes*, (pp123-205).
- Whittaker, R.H. (1970). *Communities and Ecosystems*. New York: Mac Millan.
- Whittaker, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.
- Wiens, J.A. (1971). Pattern and process in grassland bird communities. En N.R. French (Ed). *Preliminary analysis of structure and function in grasslands*. (pp 147-211). Ft. Collins.
- Wiens, J.A. (1976). Population responses to patchy environments. *Annual Revision Ecology System* 7, 81-120.
- Wiens, J.A. (1989a). *The Ecology of Bird Communities. Foundations and Patterns*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wiens, J.A. (1989b): *The Ecology of Bird Communities. Process and variations*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wiens, J. A., & Dyer, M. I. (1975). Rangeland avifaunas: their composition, energetics, and role in the ecosystem. En *Symposium on management of forest and range habitats for nongame birds* (pp 146-182). Washington D.C: USDA Forest Service General Technical Report WO.
- Wiens, J.A. & Rotenberry, J.T. (1987). Shrub-steppe birds and the generality of community models: A response to dunning. *The American Naturalist* 129,920-927.
- Wiens, J.A. & Rotenberry, J.T. (1981). Censusing and the evaluation of avian habitat occupancy. *Studies in Avian Biology* 6, 522-532.
- Wilson, E.O. (1992). *The diversity of life*. Cambridge: Harvard University Press.
- Wilson, M.P. (1974). Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55, 1017-1029.
- Worldwide Bioclimatic Classification System, 1996-2015. S.Rivas-Martínez & S.Rivas-Saenz. Phytosociological Research center. Spain. <http://www.globalbioclimaticcs.org>.
- Wrobel, B.P., 1991. The evolution of digital photogrammetry from analytical photogrammetry. *Photogrammetric Record* 13, 765-766.
- Wyllie, I. (1997). Cuckoo. En Hagemeyer, W. J. M. y Blair, M. J. (Eds). *Atlas of European Breeding birds*. (pp 396-397). London: T. & A.D. Poyser Ltd.
- Zamora, R. y Camacho, I. (1984). Evolución estacional de la comunidad de aves en un encinar de sierra Nevada. *Doñana, Acta Vertebrata* 11, 25-43.
- Zonneveld, I.S. y Forman, R.T. (1990). *Changing Landscapes: An ecological Perspective*. New York: Springer-Verlag.

**ANEXOS**



## ANEXO I. INDICES CLIMÁTICOS.

**Índice de termicidad compensada (ITC):**  $C_i IT$

$IT: (T + M + m) 10 \Leftrightarrow (T + T_{min} \times 2) 10.$

$C_i$  es el valor de compensación que depende del índice de continentalidad.

**Temperatura positiva anual (TP):** suma de las temperaturas medias mensuales de los meses con temperatura media mensual superior a  $0^\circ C$  en décimas de  $^\circ C$

**Índice de continentalidad (IC)** o intervalo térmico anual: Diferencia entre la temperatura media del mes más cálido y el mes más frío del año en  $^\circ C$

**Índice ombrotérmico anual (Io):**  $(P_p/T_p) 10.$   $P_p$  es la precipitación positiva anual de los meses con temperatura media mensual superior a  $0^\circ C$

Es el cociente entre la suma de la precipitación media en mm. de los meses cuya temperatura media es superior a cero grados centígrados ( $P_p$ ) y la suma de las temperaturas medias mensuales superiores a cero grados centígrados en décimas de grado ( $T_p$ ).  $Io = 10 \times P_p / T_p.$



## **ANEXO II. DESCRIPCIÓN DE LOS TIPOS DE SUELOS CITADOS EN EL TEXTO.**

### **Fluvisoles**

Pertencen al grupo de suelos con edafogénesis controlada por la posición del relieve. Son suelos desarrollados a partir de depósitos aluviales recientes en llanuras aluviales y depósitos lacustres y sufren inundaciones periódicas. Se les suele denominar suelos aluviales, o suelos de vegas, haciendo referencia al proceso de sedimentación de los materiales y a su situación geomorfológica y geográfica. Se localizan a lo largo de los ríos, entre el cauce actual y las primeras terrazas no sujetas a inundación; en consecuencia, no presentan un grado de evolución apreciable. Desde el punto de vista agrario, representa los suelos más fértiles de la región por lo que se cultivan más intensamente. Son suelos profundos, con buena permeabilidad y aireación, muy productivos en regadío, con un perfil tipo A/C. Entre los factores favorables cabe citar la topografía llana o escasa pendiente, la textura homogénea, el predominio del pH superior a 6,0, la riqueza orgánica y el riego regular o posibilidad de puesta en riego. El calificador calcáricos hace referencia a que tiene material calcárico entre 20 y 50 cm. de la superficie del suelo o entre 20 cm. y roca continua o una capa cementada o endurecida, lo que esté a menor profundidad.

### **Regosoles**

Son suelos con edafogénesis controlada por la posición en el relieve. Aparecen en posiciones sometidas a erosión, formados a partir de materiales no coherentes. Son suelos poco desarrollados. El calificador dístrico, indica que tiene una saturación con bases menor de 50% en la mayor parte entre 20 y 100 cm. de la superficie del suelo o entre 20 cm. y roca continua o una capa cementada o endurecida.

### **Cambisoles**

Son suelos moderadamente desarrollados. Con una estructura y color distinto del material originario, y perfil ABw. El calificador húmico hace referencia a que tiene más del 1% de carbono orgánico en la fracción tierra fina como promedio ponderado, hasta una profundidad de 50 cm. desde la superficie del suelo mineral. El calificador eútricos hace referencia a que tiene una saturación con bases de 50% por ciento o más en la mayor parte entre 20 y 100 cm. de la superficie del suelo. El calificador dístrico hace referencia a que tiene una saturación con bases menor de 50% en la mayor parte entre 20 y 100 cm. de la superficie del suelo, lo que le da un pH ácido.





## ANEXO III. MÉTRICAS DE PAISAJE UTILIZADAS EN EL ESTUDIO DEL PAISAJE.

### MÉTRICAS A NIVEL DE USOS DEL SUELO (*CLASS LEVEL*)

C1. Área ocupada por cada clase (CA). Es el área total que ocupa cada clase de uso del suelo. Se mide en Hectáreas.

C2. Porcentaje de cada clase (PLAND). Porcentaje en superficie de cada uno de los tipos de manchas respecto al total; nos da una idea de la dominancia de unos usos frente a otros.

C3. Número de manchas de cada clase de uso de suelo. (NP). Cuanto más número de manchas tenga un determinado uso del suelo, más fragmentado estará.

C4. Índice de forma. (Shape\_MN) Mide la complejidad de la forma de una mancha en comparación con una mancha estándar. Se calcula a través de la relación entre área y perímetro para cada clase. Un incremento en este índice indica una mayor complejidad en la forma de las manchas, lo que puede informarnos de procesos de fragmentación que inducen el incremento de bordes para un determinado tipo de ocupación del suelo.

C5. Índice de mancha mayor (LPI). Porcentaje que ocupa el fragmento más grande dentro de cada caso. Es una medida de dominancia.

C6. Media del radio de giro de los polígonos (GYRATE\_MN). Nos aporta una medida del mayor o menor alargamiento de las manchas. Se mide en metros. Cuanto más compactas (similares al círculo), son las manchas, menor será el valor. Cuanto más alargadas sean las manchas, mayor será el valor.

El resto de métricas de este nivel, son **índices de agregación**; los índices de agregación calculan la distancia desde el hábitat de borde o ecotono de un fragmento hasta el fragmento más próximo del mismo tipo; se trata de índices fundamentales para poder valorar el grado de aislamiento o conectividad existente entre los distintos fragmentos, partiendo de la base de que un mayor aislamiento implica una reducción de las posibilidades de albergar o mantener un mayor grado de diversidad biológica (Forman, 1995; Hilty, Lidecker y Merenlender 2006). Estos índices aportan información sobre la estructura del conjunto y algunos aspectos importantes de su dinámica y función (Primack, 1993). En el campo de la biología de la conservación, por ejemplo, además del tamaño y la forma es muy importante cuantificar la distancia entre los diferentes fragmentos así como su conectividad, dado que recogeremos información valiosa acerca de la viabilidad a que las especies sobrevivan y viajen (ellas o sus propágulos) entre los diferentes elementos a preservar por su valor ecológico; dicho desde el extremo opuesto, nos ayudan a calcular o predecir el grado de supervivencia-extinción de los taxa.

C7. Índice de forma del paisaje (LSI). *Landscape Shape index*. Calcula la relación entre metros de bordes entre las diferentes clases y el área total. Su rango va de 1 en adelante, sin límite. Es igual a 1 cuando el paisaje es un solo parche cuadrado. Se incrementa cuando las formas de los fragmentos empiezan a ser irregulares y/o la longitud de los bordes, dentro del paisaje de la correspondiente clase, crece. A mayor valor más conectada la clase correspondiente.

C8. Distancia media a la mancha más próxima. (ENN). *Nearest Neighbor Distance*. Distancia media a la mancha más próxima del mismo tipo. Es una métrica que nos aporta información del aislamiento de las manchas de un determinado uso. Mide para cada mancha la distancia a la mancha más cercana del mismo tipo, y calcula la media para cada una de ellas, de tal forma que cuanto más bajo sea su valor, menos aisladas estarán unas manchas de otras. La fragmentación de un uso puede aumentar ENN, por lo que debe ser observado en combinación con el número de manchas y su tamaño medio, para un determinado uso. Además esta métrica presenta una limitación respecto al tamaño del área de estudio, que debe ser adecuado a la escala del organismo o proceso ecológico que estamos considerando. Por tanto, estas limitaciones deben ser tenidas en cuenta a la hora de interpretar los resultados.

C9. *Clumpy*. Mide el grado de agregación entre manchas de un mismo tipo, por lo tanto nos da una idea de la conectividad de cada categoría, siendo especialmente importante a la hora de definir la matriz del paisaje. Provee un índice de fragmentación para una determinada clase. Varía de -1 a 1.

Si el valor es -1 significa que la clase está totalmente desagregada.

Si el valor es 0 la distribución es al azar

Si el valor es 1 la distribución está totalmente agregada.

C10. Índice de Cohesión. (*Patch Index Cohesion*). Cuantifica la conectividad del hábitat. Mide la unión física de un tipo de clase particular. Por debajo del umbral de percolación es sensible a la agregación y el índice incrementa a medida que la clase se hace más aglutinada o agregada. Por encima del umbral de percolación, el índice no responde a la agregación de la clase. Se mide en porcentaje.

## **MÉTRICAS A NIVEL DE TODA EL ÁREA (LANDSCAPE)**

L0. Número de fragmentos (NP). Numero de fragmentos del área de estudio.

L1. Densidad de fragmentos (PD). Número de fragmentos en 100 Has.

L2. Densidad de bordes (*Edge density*). Metros de borde por Ha.

L3. Media del área de los fragmentos (AREA\_MN). Tamaño medio de los fragmentos en Has. La superficie de los fragmentos, muestra una clara correlación con la diversidad de especies que puede albergar (Vila et al., 2006).

L4. Riqueza de hábitat. (PR) Número de clases o usos del suelo. Está muy influenciada por el tamaño del área.

L5. Densidad de riqueza del hábitat. (PRD). Número de clases que hay en 100 Has.

L6. Índice de la mancha mayor. *Largest Patch Index* (LPI). Porcentaje respecto al total que ocupa el fragmento más grande en toda el área. Es una medida de dominancia.

L7. Media del índice de forma. *Shape Index Mean* (SHAPE\_MN). Mide la complejidad de la forma de una mancha en comparación con una mancha estándar. Se calcula a través de una la relación entre área y perímetro de todas las manchas. Un incremento en este índice indica una mayor complejidad en la forma de las manchas, lo que puede informarnos de procesos de fragmentación que inducen el incremento de bordes para un determinado tipo de ocupación del suelo.

L8. Media del radio de giro de los fragmentos (Gyrate\_MN). Nos aporta una medida del alargamiento de las manchas. Se mide en metros. Cuanto más compactas (similares al círculo), son las manchas, menor será el valor. Entre más alargadas sean las manchas, mayor será el valor.

## ÍNDICES DE DIVERSIDAD

Los índices de diversidad están influenciados por la riqueza y la dominancia de las manchas. Ofrecen información cuantitativa y no cualitativa. Estos índices aportan información relevante para poder comparar distintos paisajes o la evolución de un paisaje en diferentes momentos históricos. Entre este conjunto de índices, hemos seleccionado los siguientes:

L9. Índice de diversidad de Simpson. (SIDI). *Simpson's Diversity Index*. Valora, a partir de probabilidades, la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad. El valor representa la probabilidad que dos píxeles seleccionados al azar estén en diferentes tipos de clases de uso del suelo. Varía de 0 a 1. Cuanto más alto sea el valor, más probabilidad que dos píxeles sean de diferente tipo. Cuanto más equitativo sea el reparto de los tipos de clase, más alto. Así pues, cuanto mayor es su valor, superior es la diversidad paisajística o heterogeneidad.

L10. Índice de uniformidad o equitabilidad de Simpson (SIEI). *Simpson's Evenness Index*. Se calcula dividiendo la diversidad, entre el nivel máximo de diversidad posible. Cuando el índice es 1 hay perfecta uniformidad, la proporción de abundancias de los diferentes usos es la misma. Los usos están muy repartidos y proporcionalmente. Es cero cuando la proporción de abundancias es muy diferente.



## ANEXO IV. LISTA DE LAS ESPECIES DE AVES QUE APARECEN A LO LARGO DEL TEXTO, CON SU NOMBRE CIENTÍFICO Y LA ABREVIATURA UTILIZADA.

Lista patrón	Nombre común	Nombre científico	CLAVE
1	Cerceta común	<i>Anas crecca</i>	ANCR
2	Ánade azulón	<i>Anas platyrhynchos</i>	ANPL
3	Perdiz roja	<i>Alectoris rufa</i>	ALRU
4	Codorniz común	<i>Coturnix coturnix</i>	COCO
5	Zampullín común	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	TARU
6	Cormorán grande	<i>Phalacrocorax carbo</i>	PHCA
7	Avetorillo común	<i>Ixobrychus minutus</i>	IXMI
8	Martinete	<i>Nycticorax nycticorax</i>	NYNY
9	Garza real	<i>Ardea cinerea</i>	ARCI
10	Cigüeña blanca	<i>Ciconia ciconia</i>	CICI
11	Abejero europeo	<i>Pernis apivorus</i>	PEAP
12	Milano negro	<i>Milvus migrans</i>	MIMG
13	Milano real	<i>Milvus milvus</i>	MIML
14	Buitre leonado	<i>Gyps fulvus</i>	GYFU
15	Culebrera europea	<i>Circaetus gallicus</i>	CIGA
16	Aguilucho pálido	<i>Circus cyaneus</i>	CICY
17	Aguilucho cenizo	<i>Circus pygargus</i>	CIPY
18	Azor común	<i>Accipiter gentilis</i>	ACGE
19	Gavilán común	<i>Accipiter nissus</i>	ACNI
20	Busardo ratonero	<i>Buteo buteo</i>	BUBU
21	Busardo calzado	<i>Buteo lagopus</i>	BULA
22	Aguiluilla calzada	<i>Aquila pennata</i>	HIPE
23	Cernícalo vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	FATI
24	Alcotán europeo	<i>Falco subbuteo</i>	FASU
25	Rascón europeo	<i>Rallus aquaticus</i>	RAAQ
26	Gallineta común	<i>Gallinula chloropus</i>	GACH
27	Focha común	<i>Fulica atra</i>	FUAT
28	Cigüeñuela común	<i>Himantopus himantopus</i>	HIHI
29	Chorlitejo chico	<i>Charadrius dubius</i>	CHDU
30	Avefría europea	<i>Vanellus vanellus</i>	VAVA
31	Correlimos común	<i>Calidris alpina</i>	CAAL
32	Combatiente	<i>Philomachus pugnax</i>	PHPU
33	Agachadiza chica	<i>Lymnocyptes minimus</i>	LYMI



## Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios

34	Agachadiza común	<i>Gallinago gallinago</i>	GAGA
35	Chocha perdiz	<i>Scolopax rusticola</i>	SCRU
36	Andarríos chico	<i>Actitis hypoleucos</i>	ACHY
37	Andarríos grande	<i>Tringa ochropus</i>	TROC
38	Andarríos bastardo	<i>Tringa glareola</i>	TRGL
39	Archibebe común	<i>Tringa totanus</i>	TRTO
40	Gaviota reidora	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	LARI
41	Paloma bravía	<i>Columba livia</i>	COLI
42	Paloma zurita	<i>Columba oenas</i>	COOE
43	Paloma torcaz	<i>Columba palumbus</i>	COPA
44	Tórtola turca	<i>Streptopelia decaocto</i>	STDE
45	Tórtola europea	<i>Streptopelia turtur</i>	STTU
46	Críalo europeo	<i>Clamator glandarius</i>	CLGL
47	Cuco común	<i>Cuculus canorus</i>	CUCA
48	Autillo europeo	<i>Otus scops</i>	OTSC
49	Vencejo común	<i>Apus apus</i>	APAP
50	Martín pescador común	<i>Alcedo atthis</i>	ALAT
51	Abejaruco europeo	<i>Merops apiaster</i>	MEAP
52	Abubilla	<i>Upupa epops</i>	UPEP
53	Torcecuello euroasiático	<i>Jynx torquilla</i>	JYTO
54	Pito real	<i>Picus viridis</i>	PIVI
55	Pico picapinos	<i>Dendrocopos major</i>	DEMA
56	Calandria común	<i>Melanocorypha calandra</i>	MECA
57	Cogujada común	<i>Galerida cristata</i>	GACR
58	Alondra totovía	<i>Lullula arborea</i>	LUAR
59	Alondra común	<i>Alauda arvensis</i>	ALAR
60	Avión zapador	<i>Riparia riparia</i>	RIRI
61	Avión roquero	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	PTRU
62	Golondrina común	<i>Hirundo rustica</i>	HIRU
63	Avión común	<i>Delichon urbicum</i>	DEUR
64	Bisbita campestre	<i>Anthus campestris</i>	ANCA
65	Bisbita arbóreo	<i>Anthus trivialis</i>	ANTR
66	Bisbita común	<i>Anthus pratensis</i>	ANPR
67	Bisbita alpino	<i>Anthus spinoletta</i>	ANSP
68	Lavandera boyera	<i>Motacilla flava</i>	MOFL
69	Lavandera cascadeña	<i>Motacilla cinerea</i>	MOCI
70	Lavandera blanca	<i>Motacilla alba</i>	MOAL

71	Mirlo acuático europeo	<i>Cinclus cinclus</i>	CICIN
72	Chochín común	<i>Troglodytes troglodytes</i>	TRTR
73	Acentor común	<i>Prunella modularis</i>	PRMO
74	Petirrojo europeo	<i>Erithacus rubecula</i>	ERRU
75	Ruiseñor común	<i>Luscinia megarhynchos</i>	LUME
76	Colirrojo tizón	<i>Phoenicurus ochrurus</i>	PHOC
77	Colirrojo real	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	PHPH
78	Tarabilla europea	<i>Saxicola rubicola</i>	SATO
79	Tarabilla norteña	<i>Saxicola rubetra</i>	SARU
80	Collalba gris	<i>Oenanthe oenanthe</i>	OEOE
81	Collalba rubia	<i>Oenanthe hispanica</i>	OEHI
82	Mirlo común	<i>Turdus merulus</i>	TUME
83	Zorzal real	<i>Turdus pilaris</i>	TUPI
84	Zorzal común	<i>Turdus philomelos</i>	TUPH
85	Zorzal alirrojo	<i>Turdus iliacus</i>	TUIL
86	Zorzal charlo	<i>Turdus viscivorus</i>	TUVI
87	Cetia ruiseñor	<i>Cettia cetti</i>	CECE
88	Cisticola buitrón	<i>Cisticola juncidis</i>	CIJU
89	Buscarla pintoja	<i>Locustella naevia</i>	LONA
90	Carricero común	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	ACSC
91	Carricero tordal	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	ACAR
92	Zarcero políglota	<i>Hippolais polyglotta</i>	HIPO
93	Curruca rabilarga	<i>Sylvia undata</i>	SYUN
94	Curruca zarcera	<i>Sylvia communis</i>	SYCO
95	Curruca mosquitera	<i>Sylvia borin</i>	SYBO
96	Curruca capirotada	<i>Sylvia atricapilla</i>	SYAT
97	Mosquitero papialbo	<i>Phylloscopus bonelli</i>	PHBO
98	Mosquitero común	<i>Phylloscopus collybita</i>	PHCO
99	Mosquitero ibérico	<i>Phylloscopus ibericus</i>	PHIB
100	Mosquitero musical	<i>Phylloscopus trochilus</i>	PYTR
101	Reyezuelo listado	<i>Regulus ignicapilla</i>	REIG
102	Papamoscas gris	<i>Muscicapa striata</i>	MUST
103	Papamoscas cerrojillo	<i>Ficedula hypoleuca</i>	FIHY
104	Mito común	<i>Aegithalos caudatus</i>	AECA
105	Herrerillo capuchino	<i>Lophophanes cristatus</i>	PACR
106	Carbonero garrapinos	<i>Periparus ater</i>	PAAT
107	Herrerillo común	<i>Cyanistes caeruleus</i>	PACA

## Territorio fluvial : Paisaje, aves y servicios

108	Carbonero común	<i>Parus major</i>	PAMA
109	Trepador azul	<i>Sitta europea</i>	SIEU
110	Agateador europeo	<i>Certhia brachydactyla</i>	CEBR
111	Pájaro moscón europeo	<i>Remiz pendulinus</i>	REPE
112	Oropéndola europea	<i>Oriolus oriolus</i>	OROR
113	Alcaudón dorsirrojo	<i>Lanius collurio</i>	LACO
114	Alcaudón real	<i>Lanius meridionalis</i>	LAEX
115	Alcaudón común	<i>Lanius senator</i>	LASE
116	Arrendajo euroasiático	<i>Garrulus glandarius</i>	GAGL
117	Urraca común	<i>Pica pica</i>	PIPI
118	Chova piquigualda	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	PYGR
119	Chova piquirroja	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	PYPY
120	Grajilla occidental	<i>Corvus monedula</i>	COMO
121	Graja	<i>Corvus frugilegus</i>	COFR
122	Corneja negra	<i>Corvus corone</i>	COCORO
123	Cuervo grande	<i>Corvus corax</i>	COCORA
124	Estornino negro	<i>Sturnus unicolor</i>	STUN
125	Estornino pinto	<i>Sturnus vulgaris</i>	STVU
126	Gorrión común	<i>Passer domesticus</i>	PADO
127	Gorrión molinero	<i>Passer montanus</i>	PAMO
128	Gorrión chillón	<i>Petronia petronia</i>	PEPE
129	Pinzón vulgar	<i>Fringilla coelebs</i>	FRCO
130	Serín verdicillo	<i>Serinus serinus</i>	SESE
131	Verderón común	<i>Choris chloris</i>	CACH
132	Jilguero europeo	<i>Carduelis carduelis</i>	CACAR
133	Jilguero lúgano	<i>Carduelis spinus</i>	CASP
134	Pardillo común	<i>Carduelis cannabina</i>	CACAN
135	Camachuelo común	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	PYPY
136	Escribano cerillo	<i>Emberiza citrinella</i>	EMCI
137	Escribano soteño	<i>Emberiza cirius</i>	EMCIR
138	Escribano montesino	<i>Emberiza cia</i>	EMCIA
139	Escribano palustre	<i>Emberiza schoeniclus</i>	EMSC
140	Escribano triguero	<i>Emberiza calandra</i>	MICA

