

Evaluación y Predicción de la Biodiversidad

**Un modelo con Araneidos
en el Parque Natural del Cadí-Moixeró.**



Eva De Mas Castroverde

**Tesi Doctoral
2007**

Departament de Biologia Animal
Programa Biologia Animal
Bienni 1999/2001

Evaluación y Predicción de la Biodiversidad

Un modelo con Araneidos en el Parque Natural del Cadí-Moixeró.

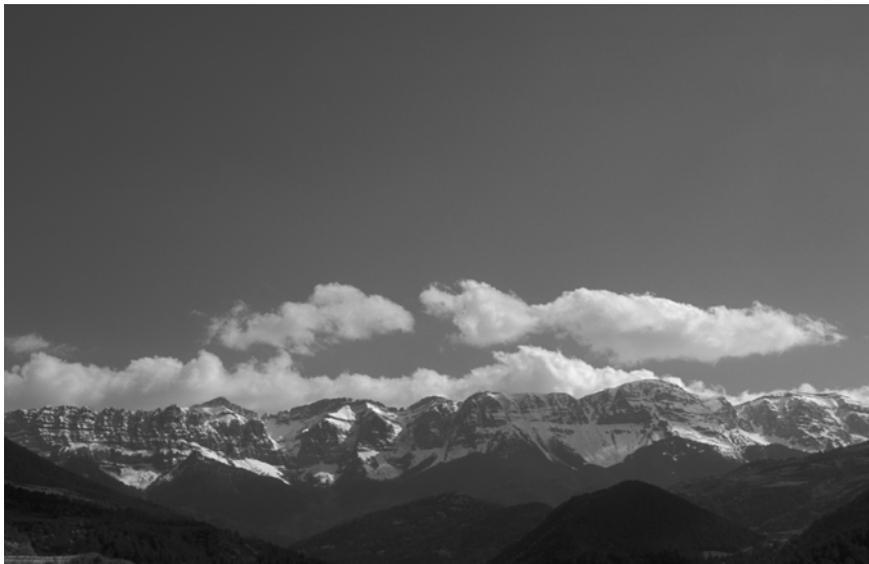
Memòria presentada per Eva De Mas Castroverde
per optar al grau de doctora en Ciències Biològiques

El Director de tesi

La Doctoranda

Carles Ribera Almerje
Profesor titular
Universitat de Barcelona

Eva De Mas Castroverde





Llegenda dels Pireneus

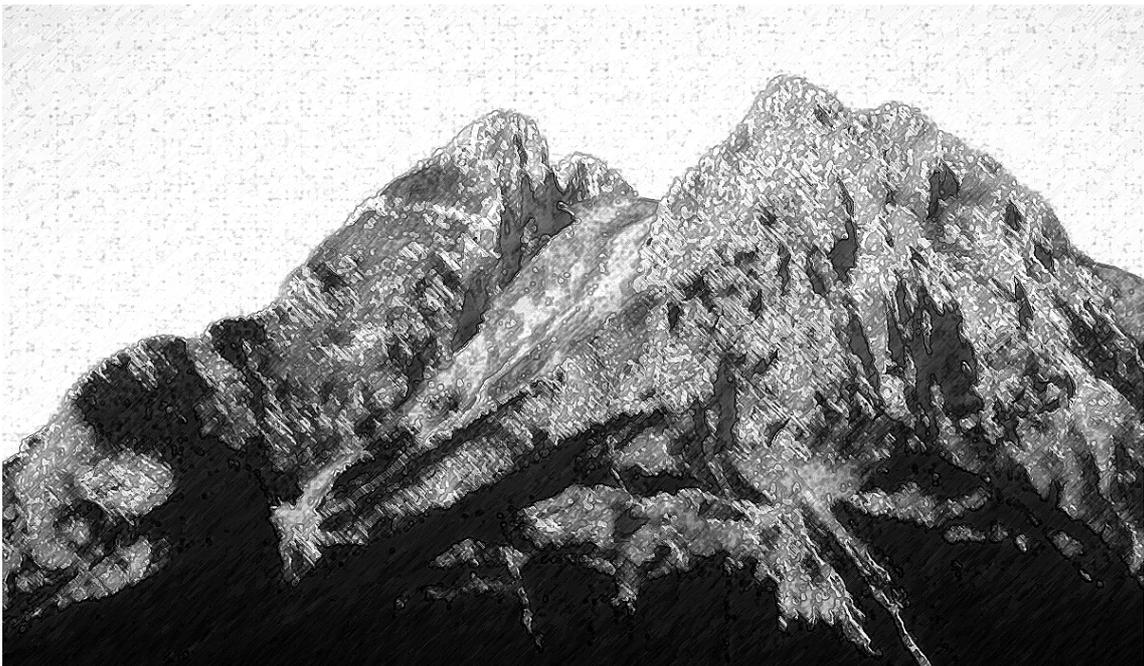
En temps del regnat de Túbal a Iberia, el pastor de tres caps Gerión, el més repulsiu de tots els monstres, li prengué el regne i la corona.

La bella princesa Pyrene, filla de Túbal, besneta de Noé, aterrida, va anar a amagar-se a les altes muntanyes. Però Gerión, amb el propòsit d'esposar-la, la perseguí, i per fer-la sortir del bosc ordenà cremar les muntanyes.

Les flames, creixent-se amb el vent, s'estenien per tota la serralada desfent tot el que trobaven al seu pas. Per les vessants de les muntanyes lliscaven ardents torrents de lava que socarrimaven tot el que tingués vida, estenent darrera seu un horrible llençol de mort. Els boscos cremaven, i ossos, teixons, porcs senglars i llops corrien aterrits. Els pobles s'inundaven de rius abrasadors i els núvols de fum negre tapaven el sol.

Hércules, amant de Pyrene, va escoltar el crícs de la princesa i, estenent els seus braços en aquell mar de foc, la prengué. Ella, abans de morir, tan sols tingué temps d'explicar-li els fets.

Hércules posà sota terra les cendres de la princesa morta y li aixecà un mausoleu. Amuntegà muntanya sobre muntanya i feu una magnífica tomba acarjada per dos mars, el cantàbric i el mediterrani, i en honor a la seva estimada l'anomenà Pírius.



*Llegenda grega del historiador Herodoto (484-425 a.c.).

Agraïments

Ara fa 7 anys que vaig començar aquesta tesi, i són moltes les coses que han passat i les persones que l'han fet possible.

En primer lloc vull donar les gràcies als meus pares, per haver-me permès estudiar i fer aquest doctorat, pel seu suport incondicional, per l'ajuda en els moments més difícils..... i per tantes coses..... I al meu germà, per estar sempre disposat a donar un cop de mà a la seva repel·lent i mimada germana petita.

Carles, moltes gràcies per ficar-me en el món de les aranyes, i per donar-me la possibilitat de conèixer i disfrutar del Cadí, tot i sabent la meva afició per escoltar darrera de les portes.

Una de les millors coses d'aquest doctorat ha estat sens dubte el treball de camp..... gràcies Fani! I gràcies Angel i Rosa, per tenir sempre un plat a la taula per mi i per fer-me més agradable la feina. Gràcies Ramon, no saps quan t'agraeixo que pensessis en el Carles per inventariar les aranyes del Parc.....

Lluís, gràcies per tot el que vas fer per mi, per ajudar-me tant, per compartir tantes coses,..... Encara avui et trobo a faltar.

El “zulito”, tot i ser petit, sense llum i sense vistes al mar, ha estat un lloc molt especial, sempre ple de bones companyies. Nayra, Mercé, Cristina, m'agradaria tenir-vos sempre com a companyes de feina. Lídia, gràcies per les cervesetes, pels viatges aranyeros, per la teva amistat, , i en definitiva, per ser com ets. Gràcies a les persones que han estat en el meu dia a dia durant aquests anys; Mian, Jaume, Carme, Toni, Edu, Juli, Palmira, Josep,..... Kele i Salvi, la vostra arribada al departament va ser refrescant. Gràcies per la “Vuelta a España” i merci per ajudar-me amb el meu primer article.

Les “merendillas” i tantes tardes al monolito en tan bona companyia han estat imprescindibles per aquesta tesi. Gràcies Silvia, Fani, Marc, Tana, Toni, Rosa, i Ares, a veure quan tornes!

També vull agrair als amics que, sense haver triat estar vinculats a la biologia, m'han ajudat a tirar endavant aquest treball de tesis, en alguns casos, enfrontant-se a les seves fòbies. Gràcies Olga per estar sempre amb mi, i per tantes i tantes tardes de conversa. Gràcies Sonia, per compartir el teu dia a dia amb mi, i per no fer-me fora de casa ni a mi ni a les aranyes (sempre gordes i peludes) que hi ha hagut a la meva habitació.

Jordi, ha estat fantàstic que entressis a la meva vida,..... i gràcies per triar quedar-t'hi. Has fet que pogués escriure aquesta tesi,.... i m'has dut al lloc més maco del món.

Aquesta tesi ha estat escrita íntegrament a Almeria. Vull agrair a la gent del “Chumbo” (Lupe, Miguel, Ana, Magda, Ashraf, Ana, Emiliano, Eva, Cris,) la seva ajuda, tant en la feina com en lo personal. Moltes gràcies, Nieves, per la teva companyia i amistat, i per ser la millor veïna. Gràcies Peque i Fede, per estar sempre.

Índice

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

1. Biodiversidad.....	17
1.1. Concepto de biodiversidad.....	17
1.1.1. Riqueza de especies y biodiversidad.....	18
1.2. Definición de especie.....	20
2. La evaluación de la biodiversidad.....	22
2.1. ¿Por qué evaluar la biodiversidad?.....	22
2.2. Como evaluar la biodiversidad.....	25
2.2.1. Estrategia y el esfuerzo de muestreo.....	27
2.2.2. La problemática de los inventarios incompletos.....	28
2.2.2.1. El uso de taxones superiores y indicadores.....	28
2.2.2.2. El uso de estimadores de la diversidad.....	31
3. Modelos predictivos para evaluar la biodiversidad.....	35
3.1. Estado actual de los modelos predictivos.....	35
3.2. Los análisis multivariantes.....	38
3.3. Los GIS y la teledetección.....	40
3.4. Elementos para la ejecución de un modelo predictivo.....	44
3.4.1. Selección de la escala espacial.....	44
3.4.2. Obtención de los datos.....	46
3.4.3. Selección de las variables predictivas.....	49
3.4.4. Formulación y calibración del modelo.....	50
3.4.5. Evaluación del modelo.....	51
3.4.6. Aplicación del modelo.....	52
4. Las Arañas, una herramienta eficaz para evaluar la diversidad.....	53
4.1. Introducción al grupo.....	53
4.2. ¿Por qué son útiles en estudios de diversidad?.....	54

CAPÍTULO II. OBJETIVOS.....61

CAPÍTULO III. ZONA DE ESTUDIO

1. Zona de estudio.....	65
1.1. Los Pirineos.....	65
1.1.1. Estructura y formación geológica.....	66
1.2. El Parque Natural del Cadí-Moixeró.....	66
1.2.1. Características climáticas del Parque Natural del Cadí-Moixeró.....	68
1.2.1.1. Topografía.....	68
1.2.1.2. Hidrografía.....	68
1.2.1.3. Sustrato.....	69
1.2.1.4. Climatología.....	70



1.2.1.5. Temperatura.....	71
1.2.1.6. Precipitación.....	72
1.2.2. Territorios fitogeográficos del Parque Natural del Cadí-Moixeró.....	73
1.2.2.1. Zonación altitudinal.....	73

CAPÍTULO IV. METODOLOGIA GENERAL

1. El muestreo.....	79
1.1. Diseño y estrategia de muestreo.....	79
1.1.1. Rutas y estaciones.....	79
1.1.2. Temporalidad.....	85
1.2. Métodos para la captura de artrópodos.....	87
1.2.1. Métodos para la captura de arañas.....	91
1.2.2.1. Métodos para la captura arañas epigeas.....	93
1.3. Trampas pitfall en estudios ecológicos y de biodiversidad de arañas epigeas.....	93
2. Manipulación de los ejemplares capturados.....	97
2.1. Conservación del material araneológico.....	97
2.2. Identificación y ordenación de los ejemplares.....	98
3. Tratamiento de los datos. Base de datos.....	98

CAPÍTULO V. ESTUDIO FAUNÍSTICO

1. Introducción.....	105
1.1. Precedentes y estado actual de estudios faunísticos de arañas.....	105
1.2. Los inventarios.....	108
1.2.1. Evaluación de los inventarios. Curvas de acumulación.....	108
1.3. Composición faunística y taxonómica de la comunidad.....	110
1.3.1. Concepto de comunidad.....	112
1.3.2. Especies raras y su problemática en arañas.....	113
1.3.3. Especies endémicas.....	115
2. Metodología.....	117
2.1. Inventario de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró.....	117
2.1.1. Evaluación del inventario. Curvas de acumulación.....	118
2.2. Composición faunística y taxonómica de la comunidad.....	118
2.2.1. Especies raras.....	119
2.2.2. Especies endémicas.....	119
3. Resultados.....	120
3.1. Inventario de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró.....	120
3.1.1. Evaluación del inventario. Curvas de acumulación.....	121
3.2. Composición faunística y taxonómica de la comunidad.....	123
3.2.1. Especies raras.....	126
3.2.2. Especies endémicas.....	127

4. Discusión.....129

CAPÍTULO VI. EVALUACIÓN DE LA DIVERSIDAD

1. Introducción.....137

 1.1. Medidas de la diversidad alfa.....139

 1.2. Medidas de la diversidad beta.....140

 1.3. Las comunidades de arañas como caracterizadoras del hábitat.....141

 1.4. El uso de taxones y especies como indicadores de la diversidad de arañas.....142

 1.5. El uso de taxones superiores para la evaluación de la diversidad de arañas.....143

2. Material y métodos.....143

 2.1. Datos para evaluar la diversidad del Parque Natural del Cadí-Moixeró.....144

 2.2. Evaluación de la diversidad de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró.....144

 2.2.1. Medidas de la diversidad alfa.....144

 2.2.1.1. Medidas de la riqueza de especies.....144

 2.2.1.1.1. Índices de la riqueza de especies.....145

 2.2.1.1.2. Estimación de la riqueza de especies.....145

 2.2.1.1.2.1. Curvas de acumulación de especies.....145

 2.2.1.1.2.2. Estimadores no paramétricos.....146

 2.2.1.1.2.3. Rarefacción.....148

 2.2.1.2. Medidas de la diversidad o medidas de heterogeneidad.....148

 2.2.1.2.1. Medidas paramétricas de la diversidad.....148

 2.2.1.2.2. Medidas no paramétricas de la diversidad.....149

 2.2.2. Medidas de la diversidad beta.....150

 2.2.2.1. Índices de la diversidad beta.....150

 2.2.2.2. Índices de complementariedad y similaridad.....151

 2.2.2.3. Estimación de la diversidad beta.....152

 2.2.3. Las comunidades de arañas como caracterizadoras del hábitat.....152

 2.2.4. El uso de taxones y especies como indicadores de la diversidad de arañas.....153

 2.2.5. El uso de taxones superiores para la evaluación de la diversidad de arañas.....153

3. Resultados.....153

 3.1. Evaluación de la diversidad de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró.....153

 3.1.1. Medidas de la diversidad alfa.....153

 3.1.1.1. Medidas de la riqueza de especies.....153

 3.1.1.1.1. Índices de la riqueza de especies.....153

 3.1.1.1.2. Estimación de la riqueza de especies.....154

 3.1.1.1.2.1. Curvas de acumulación de especies.....154

 3.1.1.1.2.2. Estimadores no paramétricos.....156

 3.1.1.1.2.3. Rarefacción.....157

 3.1.1.2. Medidas de la diversidad o medidas de heterogeneidad.....159



3.1.1.2.1. Medidas paramétricas de la diversidad.....	159
3.1.1.2.2. Medidas no paramétricas de la diversidad.....	160
3.1.2. Medidas de la diversidad beta.....	162
3.1.2.1. Índices de la diversidad beta.....	162
3.1.2.2. Índices de complementariedad y similaridad.....	163
3.1.2.3. Estimación de la diversidad beta.....	166
3.1.3. Las comunidades de arañas como caracterizadoras del hábitat.....	167
3.1.4. El uso de taxones y especies como indicadores de la diversidad de arañas.....	170
3.1.5. El uso de taxones superiores para la evaluación de la diversidad de arañas.....	174
4. Discusión.....	175

CAPÍTULO VII. MODELOS PREDICTIVOS DE LA DIVERSIDAD

1. Introducción.....	185
1.1. La escala.....	186
2. Material y métodos.....	187
2.1. Datos para el desarrollo de los modelos predictivos de arañas en el Parque Natural del Cadí-Moixeró.....	187
2.1.1. Modelo predictivo de la riqueza de especies.....	187
2.1.2. Modelos predictivos de la abundancia de especies.....	188
2.1.3. Modelos predictivos de la distribución de especies.....	189
2.2. Desarrollo de los modelos predictivos de la diversidad.....	190
2.2.1. Modelo predictivo de la riqueza de especies.....	190
2.2.1.1. Medida de la riqueza de especies.....	190
2.2.1.2. Datos ambientales y paisajísticos (Selección de las variables predictivas).....	191
2.2.1.2.1. Obtención de los descriptores del paisaje.....	192
2.2.1.3. Relación de la composición y riqueza de especies con los descriptores del paisaje (Selección de la escala espacial).....	193
2.2.1.4. Modelización espacial de la riqueza de especies (Formulación y evaluación del modelo).....	194
2.2.2. Modelos predictivos de la abundancia de especies.....	195
2.2.3. Modelos predictivos de la distribución de especies.....	196
3. Resultados.....	197
3.1. Modelo predictivo de la riqueza de especies.....	197
3.1.1. Relación de la composición y riqueza de especies con los descriptores del paisaje (Selección de la escala espacial).....	197
3.1.2. Modelización espacial de la riqueza de especies (Formulación y evaluación del modelo).....	200

3.2. Modelos predictivos de la abundancia de especies.....	202
3.2.1. Relación de la abundancia de especies con los descriptores del paisaje (Selección de la escala espacial).....	202
3.2.2. Modelización espacial de la abundancia de especies (Formulación y evaluación del modelo).....	204
3.3. Modelos predictivos de la distribución de especies.....	208
3.3.1. Relación de la distribución de especies con los descriptores del paisaje (Selección de la escala espacial).....	208
3.3.2. Modelización espacial de la distribución de especies (Formulación y evaluación del modelo).....	210
4. Discusión.....	215
CAPÍTULO VIII. CONCLUSIONES GENERALES.....	223
INVENTARIO DE ARAÑAS DEL PARQUE NATURAL DEL CADÍ-MOIXERÓ.....	229
BIBLIOGRAFÍA.....	279
ANEXO I.....	303



Capítulo I

Introducción

1. Biodiversidad

1.1. Concepto de biodiversidad

El término biodiversidad o diversidad biológica parece un concepto claro y inequívoco, pero en muchas ocasiones podemos entrever que se trata únicamente de una idea intuitiva. El abuso de la palabra puede inducir a confusión, convirtiendo su significado en algo demasiado amplio para ser empleado con propiedad. Desde su origen, el término “diversidad biológica” o “biodiversidad”, se ha utilizado en multitud de contextos, pero la falta de una definición sencilla y clara, así como la ausencia de parámetros adecuados para su medición, propició que incluso algunos autores discutieran la validez del concepto (Hurlbert 1971, Salt 1979). No hay duda de que la definición de este neologismo es difícil debido a que engloba diversos conceptos ya complejos en sí mismos, pero la aparición en las últimas décadas de numerosas pautas de medida, así como un consenso en su definición, han otorgado a este término validez y consistencia. La diversidad biológica en la actualidad es un indicador del estado de los sistemas biológicos (Magurran, 1988) y se utiliza ampliamente para fines de conservación y gestión ambiental.

La primera referencia encontrada donde aparece el término “diversidad biológica” se remonta a 1955, donde Gerbilskii & Petrunkevitch lo utilizan dentro del contexto de la variación intraespecífica del comportamiento y historia de la vida. A partir de los 60 la expresión empieza a ser ampliamente utilizada en diversos y diferentes contextos. Por ejemplo, Whiteside & Harmsworth (1967) lo incluyen en una discusión sobre la diversidad de especies en comunidades de Cladoceras, y Sanders (1968) sugiere que la medición de la diversidad puede ayudar a elucidar los factores que afectan a la diversidad biológica (Magurran 2004). No obstante, es frecuente encontrar bibliografía donde se otorga el origen del término a Lovejoy en 1980 (Izsák & Papp 2000), debido a que empleó por primera vez la expresión “diversidad biológica” para referirse al número de especies. Esta es la definición que una vez matizada y completada dio origen al concepto tal y como lo entendemos actualmente.

En 1985 surgió la palabra “biodiversidad”, contracción de “biological diversity”, al ser propuesta por Walter G. Rosen para el “National Forum on BioDiversity” celebrado en Washington (1986). El término se consolidó y popularizó con la posterior edición de las actas del evento bajo el título *Biodiversity*, editadas por E.O. Wilson (1988). Según el catálogo BIOSIS File 5 se observó como en tan solo seis años a partir de esta fecha las citas del término “biodiversidad” en la literatura científica se incrementaron espectacularmente, alcanzando un total de 888 (Harper et al. 1995).

En su aparición, el significado del término hacía referencia únicamente a las especies, pero Norse et al. (1986) ampliaron su significado añadiendo a su definición otros dos componentes; ecosistemas y genes. Actualmente la definición más extendida de biodiversidad o diversidad biológica es



la establecida por el Convenio de las Naciones Unidas sobre Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica, definiendo biodiversidad como "*la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas*" (UNEP 1992). Según este enunciado el significado de la palabra biodiversidad comprende las diferentes escalas biológicas que se le atribuían: organismos (número de especies), genético (dentro de las especies) y ecológico (comunidades) (Norse et al. 1986, Harper & Hawksworth 1995). Dentro de cada uno de estos tres niveles pueden reconocerse los tres atributos que Franklin (1981) atribuyó a los ecosistemas: composición, estructura y función (Noss 1990). La composición se refiere a la variedad e identidad de elementos en una colección, la estructura es la organización física o patrones de un sistema y la función incluye los procesos ecológicos y evolutivos (Noss 1990). Estos atributos añaden al concepto de biodiversidad procesos tales como interacciones intraespecíficas, perturbaciones naturales y ciclos de nutrientes, y sugieren que la biodiversidad puede ser examinada a múltiples niveles de organización y a múltiples escalas temporales y espaciales (Noss 1990).

1.1.1. Riqueza de especies y biodiversidad

Mayoritariamente cuando se utiliza el término biodiversidad es referido a nivel de especies, concretamente al número de especies que se encuentran en un paisaje o región en un determinado momento. Hubbell (2001) define biodiversidad como sinónimo de la riqueza de especies y su abundancia relativa en el espacio y tiempo, y Magurran (2004) en su libro *Measuring Biological Diversity*, utiliza como concepto de biodiversidad "la variedad y abundancia de especies en una unidad de estudio definida". No obstante, la diversidad biológica no depende sólo de la riqueza de especies, sino también de la dominancia relativa (equitatividad) y la abundancia de cada una de ellas, considerándose más diversa una comunidad más equitativa.

Las principales razones para que el número de especies sea la medida más frecuentemente utilizada son diversas (Gaston 1996, Moreno 2000, Gaston & Spicer 2004, Magurran 2004):

- 1) Aplicación práctica: La riqueza de especies resulta fácilmente medible, y diferentes personas pueden hacer la misma estimación del número de especies de un mismo taxón en una misma área y en un mismo momento. Para la mayoría de los grupos las especies son unidades discretas fácilmente detectables y cuantificables.
- 2) Información existente: Gran cantidad de información referente a los patrones de riqueza de especies puede encontrarse en la literatura científica o en colecciones de museos. Esta información es especialmente útil cuando se han dedicado grandes esfuerzos en catalogarla y computerizarla en bases de datos que permitan un acceso rápido y sencillo.

- 3) Indicador o sucedáneo de la diversidad: La riqueza de especies puede actuar como medida indicadora de la variación de biodiversidad de otros grupos. En general, un número más grande de especies tiende a representar más diversidad genética (en forma de una mayor diversidad de genes en las poblaciones), más diversidad de organismos (en forma de un mayor número de individuos de taxones superiores) y más diversidad ecológica (representantes de más nichos y hábitats en más biomas).
- 4) Amplia aplicación: Las especies son frecuentemente utilizadas para prácticas de manejo, gestión, legislación y discursos políticos. Para un amplio rango de gente la variación de la diversidad es exclusivamente la variación en el número de especies.

Pero medir diversidad en términos de riqueza de especies tiene algunas limitaciones significativas (Gaston & Spicer 2004, Fleishman et al. 2005):

- 1) Definición de especie: Precisar que constituye una especie es complejo, y la aplicación de uno u otro concepto de especie puede dar diferencias en cuanto al número de especies.
- 2) Existencia de diferentes patrones de biodiversidad para los diferentes grupos taxonómicos: Cada taxón responde a su propio patrón, por lo que la diversidad de un grupo no tiene porque tener implicaciones en la diversidad en todos los grupos. Los taxones que reflejan la diversidad de los otros componentes del ecosistema son los denominados indicadores, y para poder utilizar la riqueza de especies como indicador esta debe estar correlacionada positivamente con otros atributos de la diversidad.
- 3) Riqueza de especies como criterio de selección de áreas de conservación: Para la elaboración de planes de conservación, gestión y elección de áreas de conservación la riqueza de especies ha sido el criterio más utilizado, aunque para algunos autores no es el más apropiado. Los críticos del uso de la riqueza de especies como criterio único para conservación apoyan el uso de decisiones basadas en medidas adicionales como la composición de especies, endemismos, significación funcional, rareza,... El uso de la riqueza de especies endémicas es también un criterio utilizado para seleccionar áreas de conservación, y los lugares donde su número es más elevado son los denominados hotspots (Myers et al. 2000) (Fig. I.1.). Según Ricketts (2001) las estrategias de conservación deberían basarse en áreas con una gran riqueza de especies y/o un alto nivel de endemidad. Es necesario tener en consideración estos dos atributos de la diversidad, porque no siempre están correlacionados.

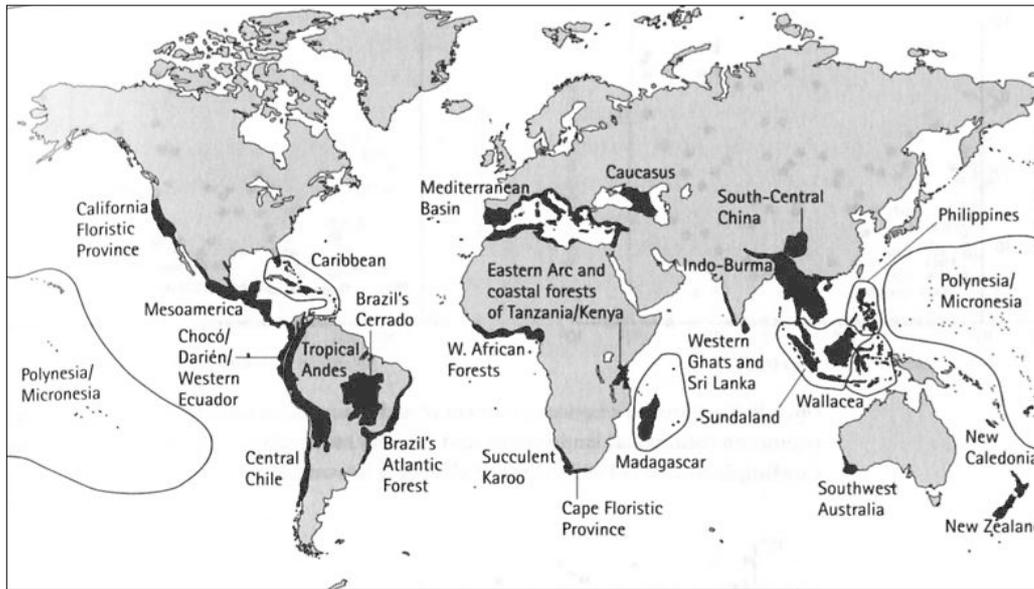


Fig. I.1. Distribución de los principales hotspots de diversidad basados en la endemismo (de Myers et al. 2000).

1.2 Definición de especie

A lo largo de la historia son numerosos los conceptos expuestos para la definición de este término y, aunque muchos de ellos han quedado desfasados, algunos se encuentran actualmente en discusión. No hay consenso sobre el concepto de especie. Howard (1998) opina que “el problema de la especie es perenne”, y Mayr (1992) considera que “el problema de la especie es el problema más viejo y frustrante de la biología”.

Los conceptos de especie que pueden considerarse vigentes son:

-especie biológica: Esta definición fue enunciada por Mayr en 1963, y define a las especies como "conjunto de poblaciones que real y potencialmente pueden reproducirse entre sí, pero que están aisladas de otros grupos similares". El aislamiento reproductor entre las especies es un punto clave en esta definición y viene dado por mecanismos diversos. El concepto de especie biológica presenta problemas con especies de distribución espacial y temporal amplia, es irrelevante en organismos de reproducción asexual y complicado en casos de hibridación natural, poliploidía,... (Gaston & Spicer, 2004).

-especie cohesionada: Definición enunciada por Templeton en 1989, en la que argumenta que para mantener la unidad e integridad de las especies es necesaria la combinación de una cohesión ecológica y otra de tipo reproductivo. Este concepto tiene la ventaja de poder ser aplicado a organismos con reproducción asexual y para aquellos que presentan hibridación. Templeton también reconoce la homogeneidad de la genealogía como otra característica importante de las especies.

-especie ecológica: El concepto de especie ecológica fue desarrollado por Burger (1975) y Van Valen (1976). En esta definición la ocupación de un nicho ecológico determinado para cada especie se considera el factor clave en su definición y delimitación. Por lo tanto una especie podría definirse como un linaje que ocupa una zona adaptativa diferente a la de otro linaje, y como principal problema presenta la dificultad de definir y delimitar la zona adaptativa.

-especie evolutiva: Concepto formulado por Simpson (1961), que define la especie como un conjunto de poblaciones que comparten una población antecesora común y con un destino evolutivo común a lo largo del tiempo. El principal problema de esta definición es la dificultad de observación y reconocimiento de la especie y la dificultad de establecer el significado de destino evolutivo común.

-especie morfológica: Una especie es definida como un conjunto de poblaciones naturales permanentemente separadas de las demás por una o más características heredables, que pueden ser morfológicas, comportamentales, bioquímicas,... Esta definición está basada en conceptos exclusivamente taxonómicos, por lo tanto para determinar una especie bastará con describir un individuo y agrupar todos aquellos individuos que concuerden con esta descripción. Los problemas a los que se encuentra sometida esta definición son varios e importantes, y pueden verse reflejados en los trabajos de algunos taxónomos, que a pequeñas diferencias con el ejemplar tipo describen nuevas subespecies o especies, consiguiendo dificultar el estudio de los distintos grupos y anulando la variabilidad intraespecífica. La incapacidad que en ocasiones presentan los criterios morfológicos para reflejar las verdaderas relaciones filogenéticas entre los organismos es otro importante problema al que se enfrenta este concepto (Gaston & Spicer, 2004).

-especie filogenética: Este concepto de especie, desarrollado por Cracraft en 1989, formula que “una especie es una aglomeración irreducible (basal) de organismos, que se puede señalar como distinta a otras aglomeraciones, y, dentro de ella hay un patrón parental de ancestro y descendiente”. En esta definición la monofilia es el criterio principal para definir la especie, y el principal problema que presenta es la dificultad de establecer el ancestro. Baum en 1992, considerando dicho problema, redefine el concepto enunciando que “una especie es un irreducible grupo de organismos que poseen como mínimo un carácter diagnóstico no compartido con otro grupo (apomorfía)”.

-especie de reconocimiento: Enunciado por Patterson en 1985, define la especie como el “conjunto de individuos y poblaciones que comparten un mismo sistema de fertilización”, es decir, que se reconocen por el propósito del apareamiento y la reproducción. Esta definición, bastante similar a la de concepto biológico de especie, presenta como inconveniente que determinar si una característica es utilizada para reconocer potenciales parejas es difícil o imposible en muchas poblaciones (Gaston & Spacey, 2004).



2. La evaluación de la biodiversidad

2.1. ¿Por qué evaluar la biodiversidad?

En el conocimiento de la biodiversidad reside la comprensión de los sistemas ecológicos, pero no es solo este el motivo por el que su estudio ha adquirido una gran importancia en las últimas décadas. La pérdida de diversidad como consecuencia de las actividades humanas (directas o indirectas) ha motivado un gran interés en el ámbito científico. La diversidad biológica actual es el resultado de un complejo e irrepetible proceso evolutivo el cual aun desconocemos en gran medida. Su disminución significa la pérdida de una gran cantidad de información que nos impedirá conocer los procesos que la han originado así como la potencialidad que sin duda alberga. El reconocimiento por parte de la sociedad en general de la importante pérdida sufrida hasta la actualidad en numerosos territorios ha provocado el interés por conservar la diversidad biológica existente, y cuestiona a nivel ético la actitud humana respecto al medio ambiente.

Los valores que hacen imprescindible la conservación de la biodiversidad son numerosos y, siguiendo la clasificación antropocéntrica de Gaston & Spencer (2004), pueden dividirse en valores de uso directo, valores de uso indirecto y valores sin uso. La primera categoría contiene todos aquellos recursos biológicos de los que hacemos un uso directo, por lo tanto aquellos de los que depende directamente nuestra comodidad y estilo de vida. Son valores en términos económicos (Bengtsson et al. 1997) y incluyen factores tan importantes como la alimentación, medicina, control biológico, animales y plantas domésticas, materiales industriales y ecoturismo (Tabla I.1.).

	<i>Productores primarios</i>	<i>Consumidores primarios (herbívoros)</i>	<i>Consumidores secundarios (predadores)</i>	<i>Descomponedores</i>	<i>Polinizadores</i>	<i>Bioturbadores</i>	<i>Dispersadores</i>
Producción vegetal (cereales, vegetales, frutas, ...)	++	-	-	++	+++	-	+
Producción animal	++	++	+	+	+	+	-
Medicina	++	+	+	-	-	-	-
Fuel	+	-	-	++	-	+	-
Materiales industriales	++	-	-	++	-	+	-
Control de la erosión, regulación de las inundaciones	+	-	-	+	-	-	-
Fijación del CO2	+	-	-	+	-	-	-
Agua potable	+	+	+	+	-	+	-
Agua no potable (transporte, energía,...)	-	-	-	-	-	-	-
Tratamientos de los desperdicios	+	-	-	++	-	+	-
Heterogeneidad del paisaje	++	++	++	++	-	++	++
Ocio y ecoturismo	++	++	++	-	++	-	-
Control biológico (plagas)	+	+	++	-	-	-	-

Tabla. I.1. Contribución de diferentes grupos tróficos animales a intereses antropocéntricos (modificada de Bengtsson et al. 1997).

El ser humano obtiene los alimentos de recursos naturales, y incluye tanto productos vegetales (semillas, bulbos, frutas,...) como animales (carne, leche,...). Actualmente, los alimentos y, consecuentemente, todas las industrias y servicios relacionados con la alimentación, están mantenidos por

recursos procedentes de la biodiversidad. Para conservar el actual sistema de alimentación para generaciones futuras es necesario mantener la variedad genética de plantas y animales domesticados, y tan solo es posible si se conserva la diversidad de especies. La variedad genética en las especies es importante porque la resistencia a las presiones, como los climas rigurosos y las enfermedades, depende de ella. En agricultura se seleccionan las variedades más ventajosas y se utilizan características de variedades silvestres para mejorar los cultivos. También hay que considerar que la diversidad contiene potenciales animales y plantas para futuras domesticaciones. En el campo de la medicina numerosos productos naturales son utilizados de forma directa o indirecta con finalidad terapéutica, y se obtienen tanto de animales (anticoagulantes, coagulantes, vasodilatadores,...) como de plantas (aspirina, codeína, taxol, atropina,...). Cada año aparecen nuevos productos con uso terapéutico derivados de recursos naturales, lo que sería imposible si no existiera una gran diversidad de especies. De los 520 medicamentos aprobados entre 1983 y 1994, el 39% eran productos naturales o derivados de estos (Harvey 2000), y, en EEUU, el 25% de los medicamentos que se prescriben actualmente tienen principios activos procedentes de plantas (Lovejoy 1995). La potencialidad médica que contiene la biodiversidad la hace imprescindible para el desarrollo de la medicina y el mantenimiento de toda la industria relacionada con ella. Otro valor significativo de la biodiversidad reside en el control biológico. El uso de enemigos naturales para controlar las especies plaga es una alternativa a los pesticidas que actualmente se encuentra en progresión, respaldado por una importante inversión económica. Mediante esta estrategia pueden controlarse las poblaciones de insectos perjudiciales para el hombre, como insectos vectores de enfermedades, poblaciones de especies invasivas o poblaciones que afectan a las cosechas. Es preciso conservar la biodiversidad para poder hacer frente a plagas o invasiones, actuales y futuras. En la industria, un amplio rango de materiales, o productos utilizados para la producción de otros materiales, derivan directamente de recursos biológicos, de modo que la biotecnología posee actualmente una notable importancia económica. Dentro de los materiales industriales se incluyen productos tan diversos como fibras, resinas, materiales de construcción, perfumes,... También hemos de considerar que numerosos materiales biológicos han sido imitados por el hombre para producir materiales industriales y estructuras. Algunos ejemplos son los sistemas de refrigeración y aire acondicionado ideados a partir de los termiteros y los sensores infrarrojos originados a partir de los órganos termosensitivos de las serpientes de cascabel. Otro tipo de industria que disfruta de una gran importancia económica es la industria del turismo, que actualmente tiene una de sus vertientes más importante en el turismo ecológico basado en el disfrute y observación de la biodiversidad. Este tipo de turismo ha adquirido una gran importancia tanto a nivel local como regional, y es imprescindible la conservación de la biodiversidad y el entorno para su práctica.

Muchos recursos de la biodiversidad no son utilizados directamente por nosotros, sin embargo son imprescindibles para mantener a animales o plantas de los que si hacemos un uso directo. Estos recursos constituirían los valores de la biodiversidad de uso indirecto, y, aunque son más difíciles de identificar y cuantificar que los valores directos, su importancia es equivalente. Muchos animales y plantas requieren de otros organismos para su supervivencia, como alimento, simbiote,..., y sin ellos no



sería posible su supervivencia. Otro ejemplo lo constituirían los animales polinizadores, imprescindibles para la reproducción de muchas especies vegetales, incluyendo plantas de importancia agrícola.

Otro importante argumento para conservar la biodiversidad es la función que cumple dentro de los ecosistemas. Todos los elementos que forman parte de un ecosistema están entrelazados y relacionados (Fig. I.2.), directa o indirectamente, entre ellos y si una de las piezas es alterada o eliminada todos los procesos ecológicos se verán más o menos afectados, provocando un desequilibrio del ecosistema. Las especies que habitan en un ecosistema desequilibrado también estarán afectadas, y en muchos casos se pone en peligro su supervivencia. La participación de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas es muy compleja, y únicamente se conocen pequeñas fracciones de ella (Lovejoy 1995). Hasta la fecha son pocos los experimentos de manipulación de ecosistemas que han ayudado a comprender esta relación, y para conservar los ecosistemas es muy importante entender las relaciones entre las especies y la función de los ecosistemas (Bengtsson 1998, Bengtsson et al. 1997).

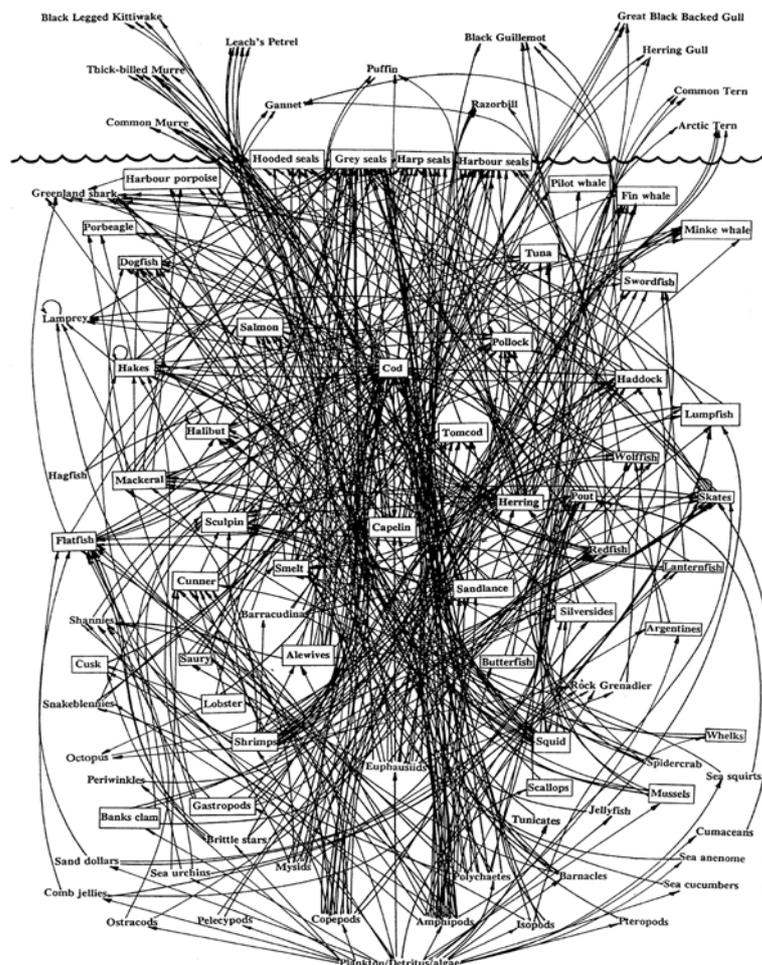


Fig. I.2. Red trófica del atlántico norte. En este ejemplo se observan las numerosas relaciones que vinculan a los organismos de un ecosistema. Cualquier modificación en estas relaciones implicaría alteraciones en todo el conjunto (<http://www.ma.utexas.edu/users/davis/375/LECTURES/L24>).

La biodiversidad también posee valores que podríamos nombrar sin uso, y hacen referencia a todos aquellos que no son explotados, ni directa ni indirectamente, por nosotros, aunque en su mayoría no dejan de ser valores antropocéntricos. Uno de ellos sería el valor potencial de la biodiversidad, y incluiría todos aquellos recursos que podrían ser empleados en un futuro como productos terapéuticos o como materiales para la industria. Dejar intacto el legado de la biodiversidad para las generaciones futuras y permitir que puedan disfrutar de sus beneficios es una cuestión ética que nuestra generación debería plantearse seriamente. Por último, y siendo el único recurso sin carácter antropocéntrico, podemos considerar el valor intrínseco de la biodiversidad que consistiría en la responsabilidad moral de proteger las especies y el entorno. Debemos conservar la biodiversidad no únicamente por los beneficios que nos proporciona o por los perjuicios que nos puede ocasionar su deterioro, sino porque las especies tienen valor en sí mismas.

2.1. Como evaluar la biodiversidad

Una adecuada gestión para la preservación de un territorio reside en una correcta evaluación de su biodiversidad que nos permita la elaboración de planes de conservación efectivos. Para ello es necesario un previo conocimiento de las especies que lo integran así como un análisis de la diversidad en toda su área (Whitmore et al. 2002, Gotelli & Colwell 2001, Sorensen et al. 2002, Magurran 1988, Moreno 2001). Desde los años 70 hasta la actualidad han surgido numerosos métodos para medirla y evaluarla (Magurran, 2004, Moreno 2001), que van desde un simple recuento del número de especies hasta complejos modelos de estimación de la estructura de las comunidades. El gran número de métodos existentes para medir la biodiversidad podría ser debido a los años de falta de consenso en su definición y a los diferentes contextos y situaciones donde puede emplearse. Una actividad frecuente de muchos autores fue revisar los índices existentes, demostrar sus carencias e idear un nuevo índice haciendo adaptaciones de este (Magurran 1988).

Diversas obras de revisión (Magurran 1988, Magurran 2004, Moreno 2001) hacen una recopilación de los diferentes métodos para medir la biodiversidad, describiendo ampliamente la información que se obtiene de cada uno de ellos y su correcto uso. La mayoría de los métodos propuestos están destinados a evaluar la diversidad de especies, ya sea dentro de una comunidad (alfa), entre comunidades de un mismo paisaje (beta) o dentro de un mismo paisaje (gamma) (Whittaker 1972) (Fig. I.3.).

La diversidad alfa se define como la diversidad de especies dentro de una comunidad homogénea y los métodos de medida propuestos pueden, en función de las variables biológicas que se midan, diferenciarse en dos grandes grupos; riqueza específica y abundancia relativa de especies o estructura de la comunidad. La riqueza específica puede evaluarse mediante índices, rarefacción, funciones de acumulación de especies y métodos no paramétricos de estimación. Para medir la estructura de una



comunidad podemos recurrir a índices de abundancia proporcional, modelos paramétricos y no paramétricos de la abundancia de especies.

La diversidad beta, definida como el grado de reemplazo o cambio biótico entre distintas comunidades de un mismo paisaje (Whittaker 1972), está basada en proporciones o diferencias y depende directamente de la escala de trabajo que utilizemos, pudiendo referirnos a la diferencia entre comunidades de cualquier área geográfica que previamente haya sido definida (Magurran 1988, 2004). El grado de cambio entre dos o más comunidades puede evaluarse mediante índices de similitud/disimilitud o utilizando índices de reemplazo de especies.

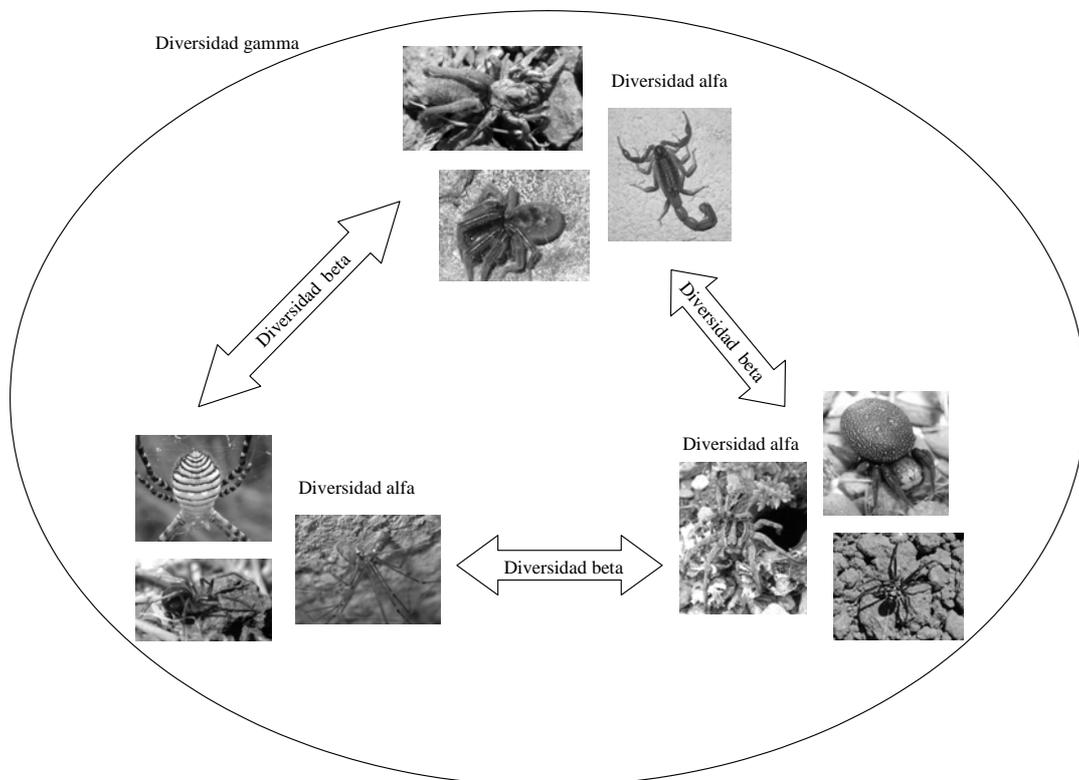


Fig. I.3. Principales niveles de evaluación de la diversidad según la clasificación establecida por Whittaker (1972).

La diversidad gamma es definida por Whittaker (1972) como la riqueza de especies de un grupo de hábitats, resultante de la diversidad alfa de las comunidades individuales y el grado de diferenciación entre ellas. La valoración de la diversidad gamma puede realizarse mediante diferentes índices basados en la diversidad alfa, la diversidad beta y la dimensión espacial de la muestra (Ricklefs & Schluter 1993), y en su mayoría son modificaciones de índices de diversidad alfa, como el de Shannon o Simpson. Whittaker (1972) considera otras dos categorías de diversidad, a las que nombra épsilon y delta. La primera sería la diversidad de la diversidad gamma de una provincia geográfica, y la segunda categoría consistiría en el cambio en la composición de especies y abundancia entre unidades de diversidad gamma

de un área de diversidad ϵ . Estas dos categorías dependen exclusivamente de la escala de trabajo que se considere, por lo que la diversidad ϵ y δ son consideradas como tipos de diversidad beta, y son tratadas conjuntamente, sin hacer ningún tipo de distinción.

2.2.1. Estrategia y esfuerzo de muestreo

En estudios de biodiversidad es de gran importancia la planificación de una estrategia de muestreo eficaz, la cual dependerá directamente del taxón seleccionado para representar la diversidad biológica del territorio a evaluar y la pregunta a resolver. El diseño de muestreo debe generar datos susceptibles de ser analizados estadísticamente, por lo que es imprescindible un diseño experimental apropiado donde se considere tanto el método como el esfuerzo de colecta.

Plantear una correcta estrategia de muestreo requiere un extenso conocimiento de las características biológicas y ecológicas del grupo taxonómico, y aun así es imposible evitar el sesgo en las muestras. La distribución de los organismos no es nunca aleatoria y las agregaciones de individuos, que pueden ser debidas a depredación, alimentación, factores ambientales, etc..., añadirán un error al muestreo que afectará directamente al cálculo de la riqueza de especies. Otra fuente de sesgo vendrá dada por el sistema de captura empleado, pues este puede causar atracción o repulsión según su diseño y según su distribución en el espacio (Southwood 1978). Un amplio y completo conocimiento de los organismos a muestrear no evitará este error, pero lo disminuirá en gran medida, y permitirá una mejor interpretación de los resultados (Magurran 1988, 2004).

Generalmente, los datos sobre la diversidad de especies se obtienen tratando de cubrir toda el área a evaluar, pero sin seguir ningún protocolo de muestreo. Sin embargo, los ecólogos de comunidades obtienen los datos mediante estrictos diseños de muestreo, pero realizados en parcelas pequeñas que mantiene la homogeneidad ambiental. Para estudios de diversidad sería igualmente útil disponer de protocolos que permitan muestrear la heterogeneidad del paisaje, por lo que Halffter et al. (2001) sugiere que las unidades de muestreo estén distribuidas en toda el área, tratando de cubrir el mayor número de ambientes posibles. La distribución espacial y temporal de los muestreos debe ser proyectada para eliminar la influencia del sitio específico de colecta, el periodo del día, la época del año, el efecto del recolector, el método de colecta, etc... El método de recolección variará según el grupo escogido para representar la diversidad de la zona, aunque siempre tratando de conseguir la máxima recolección con el mínimo esfuerzo de muestreo. Por otro lado, la cuantificación del esfuerzo de muestreo es un aspecto importante en estudios ecológicos (Halffter et al. 2001) y su conocimiento permite la comparación entre diferentes inventarios. Esta puede medirse como el número de individuos recolectados, número de muestras, trampas, días, etc... o cualquier medida de área o tiempo. Si se mide el esfuerzo de muestreo se puede aplicar una metodología que permita establecer el mínimo esfuerzo de muestreo que se debe realizar. La obtención de un inventario completo con una estrategia preestablecida puede calcularse



mediante el uso de curvas de acumulación de especies (Moreno & Halfter 2000, Hortal & Lobo 2002, Jiménez-Valverde & Hortal 2003).

No obstante, aun teniendo en consideración todos los aspectos comentados con anterioridad, raramente es factible censar todas las especies de una comunidad, e imposible cuando tratamos con grupos tan diversos como los artrópodos terrestres, por lo que habitualmente los inventarios sobre los que se realizan estudios de diversidad son incompletos.

2.2.2. La problemática de los inventarios incompletos

Para llevar a cabo una evaluación de la biodiversidad de un territorio es necesario disponer de un inventario completo en el que consten todas las especies de todos los grupos faunísticos presentes en la comunidad, pero obtener la riqueza de especies real para grupos altamente diversos como los artrópodos terrestres es imposible (Colwell & Coddington 1994). Adquirir un inventario con el número de especies real requiere un esfuerzo de muestreo a nivel de presupuesto, personal y tiempo que lo hace inasumible. Como consecuencia, el número de especies observado es siempre una valoración sesgada del número de especies de la comunidad, puesto que la riqueza observada nunca podrá ser tan elevada como la real (Longino et al. 2002). Las maneras más utilizadas y factibles para solventar la problemática que ocasionan los inventarios incompletos en estudios de biodiversidad son el uso de taxones indicadores, taxones superiores (Williams & Gaston 1994, Caro & O'Doherty 1999, Cardoso et al. 2004 (a)) y estimadores de la diversidad de especies.

2.2.2.1. EL uso de taxones superiores y indicadores

El uso de **taxones superiores** permite obtener información de un largo número de taxones con relativamente poco esfuerzo y usando menos recursos económicos y de personal. Según algunos autores (Cardoso et al. 2004 (a), Williams & Gastón 1994, Andersen 1995), es el modo más eficiente para la designación de áreas prioritarias de conservación. Williams & Gaston (1994) utilizan esta estrategia para reducir los costes de un muestreo exhaustivo, y anuncian que una aproximación taxonómica de este tipo, denominada “top-down”, puede ser empleada para comparar la diversidad de diferentes áreas, reduciendo notablemente el coste que supone la identificación a nivel de especies de grupos megadiversos como los artrópodos. Estos autores encuentran una relación muy estrecha entre el número de familias y el número de especies, concluyendo que la riqueza a nivel de familia es un buen predictor de la riqueza de especies. Por el contrario, Cardoso et al. (2004(a)) comparan la diversidad de especies con la de taxones superiores (familia y género) de tres áreas protegidas en Portugal, concluyendo que solo la diversidad de géneros puede emplearse como un significativo y consistente sustituto de la riqueza de especies. Otros estudios realizados en diferentes grupos taxonómicos obtienen los mismos resultados, indicando una alta

correlación entre especies y géneros. Balmford et al. (2000) concluyen que el número de géneros puede sustituir a la riqueza de especies como criterio de selección de áreas de conservación en un grupo megadiverso como son los hongos. Y Grelle (2002), en un trabajo con mamíferos neotropicales, concluye que el número de géneros es un buen sustituto del número de especies, al contrario que el número de familias u órdenes, con los que no está correlacionado. Por otro lado, Andersen (1995) examinó la relación entre la riqueza de especies y géneros de hormigas en una región de Australia, concluyendo que las taxones superiores pueden utilizarse como buenos sustitutos de las especies para evaluar la diversidad. El mismo año, Prance G.T. analiza el uso de taxones superiores en los neotrópicos con fines de conservación, intentando identificar las zonas de mayor biodiversidad. Los resultados concluyen que a nivel de familias las áreas más importantes para la conservación de la diversidad, constituidas por los centros de endemismos de diversidad de especies o de hábitat, no se detectan. A nivel genérico, aunque aumenta ligeramente la detección de estas zonas, la información que se obtiene no es suficiente para tomar decisiones enfocadas a la gestión de un territorio. Los resultados obtenidos por Prance G.T. (1995) son debidos al elevado número de endemismos y especializaciones al hábitat que hay a nivel de especies en los neotrópicos, e indican que es a nivel de especies donde debe focalizarse la atención cuando se evalúa la biodiversidad con finalidades de conservación.

Los **bioindicadores** son especies o taxones que representan apropiadamente los patrones de todos los demás componentes del sistema (Pearson 1994), y su uso como sustitutos de la riqueza de especies real está justificado por las interrelaciones ecológicas que presentan las especies o grupos de especies. Person y Cassola (1992) analizan la similitud entre los patrones de diversidad de un taxón indicador y otros dos taxones, obteniendo una correlación significativa que apoya esta hipótesis. No obstante, la elección del taxón indicador para evaluar la diversidad es muy importante a la hora de obtener unos resultados representativos, y los criterios para su elección no siempre han sido los más idóneos (Halfitter et al. 2001, Pearson 1994). Es frecuente elegir el grupo indicador según su estatus legal de especie amenazada o por la familiaridad que el investigador tiene con el grupo. Esta falta de rigurosidad ha propiciado fuertes críticas sobre su uso en estudios de evaluación de la diversidad (Halfitter et al. 2001, Pearson & Cassola, 1992). Landers et al. (1988) critican el uso de vertebrados para evaluar las tendencias poblacionales y la calidad del hábitat de otras especies, y resaltan el uso inapropiado de indicadores ecológicos en un elevado número de trabajos.

Los debates generados por la falta de rigurosidad en el uso de indicadores suscitaron el perfeccionamiento del concepto, así como la postulación de los requisitos que debe cumplir todo grupo para poder ejercer de indicador. Noss (1990) y Pearson & Cassola (1992) establecen y enumeran las condiciones que un grupo faunístico debe reunir para desempeñar adecuadamente la función de indicador de la biodiversidad:



- 1) taxonomía estable: El grupo debe ser fácilmente identificable y su taxonomía interna debe estar bien conocida y revisada para permitir una clasificación sin errores.
- 2) biología y historia natural bien conocida: Conocer diferentes aspectos de la biología del grupo (ciclo de vida, rangos de tolerancia a diferentes factores, recursos limitantes,...) ayudará a establecer un diseño experimental apropiado.
- 3) individuos fácilmente observables y manipulables en el campo: Los individuos deben ser fáciles de recolectar y cuantificar para permitir un diseño experimental factible y permitir la recolección por personas no especialistas.
- 4) taxones superiores con amplia distribución geográfica y presencia en una gran variedad de hábitats: La distribución del grupo debe ser amplia y abarcar un gran número de hábitats distintos para posibilitar la comparación entre territorios y permitir extrapolaciones.
- 5) especies especializadas a un hábitat restringido: La distribución de las poblaciones o especies debe estar limitada a un hábitat reducido para poder percibir cambios como respuesta a diferentes factores.
- 6) patrones de riqueza de especies altamente correlacionados con los de otros taxones de vertebrados e invertebrados: Los patrones observados en el taxón indicador deben estar relacionados con los de otros miembros de la comunidad.

No obstante, y aun estando postulados los requisitos que debe cumplir una especie indicadora, sigue haciéndose mal uso de este concepto. Las especies indicadoras han sido utilizadas reiteradamente para localizar y definir la extensión de áreas con alta diversidad, pero ha habido considerables confusiones en su aplicación. Caro & O'Doherty (1999) examinan los criterios que los investigadores han utilizado en la selección de especies indicadores teniendo en consideración el objetivo que quieren alcanzar, y remarcan que en la mayoría de los casos el taxón utilizado cumple pobremente la función de bioindicador. La elección de un buen indicador no depende únicamente de sus características, sino que también requiere una definición precisa de los objetivos. Ya en 1988, Landers et al. sugieren una serie de recomendaciones para ejecutar un estudio ecológico empleando como estrategia el uso de indicadores, entre las que se incluyen una clara descripción de las metas de evaluación, un amplio conocimiento de la biología del indicador y limitar su uso a situaciones en que sea imposible el utilizar otras alternativas de evaluación.

2.2.2.2. El uso de estimadores de la biodiversidad

La premisa que asume que ningún inventario taxonómico exhaustivo es completo, induce a los ecólogos a buscar métodos de estimación y extrapolación de la riqueza de especies basados en muestreos cuantitativos, especialmente diseñados para grupos faunísticos hiperdiversos como insectos, arácnidos, nemátodos, hongos y microorganismos (Colwell & Coddington 1994). El objetivo común de todos estos métodos es alcanzar la asíntota de los datos en la curva rango abundancia, de modo que el número total de especies de la zona de muestreo quede registrado en el inventario.

Los primeros métodos propuestos para estimar la diversidad de un territorio están basados en la estructura de la comunidad, son **Modelos de Abundancia Proporcional**, y definen el patrón que sigue la comunidad en cuanto a la abundancia relativa de cada una de las especies (Magurran 1988, Colwell & Coddington 1994). Algunos autores (May 1975, Southwood 1978, Magurran 2004) defienden estos modelos como los únicos sólidos para el estudio de la diversidad de especies porque utilizan toda la información acumulada en la comunidad y es la descripción matemática más completa de los datos. La diversidad con datos de abundancia se examina en relación a cuatro modelos principales:

Serie logarítmica (Fisher et al. 1934, Williams 1964)

Serie geométrica (Motomura 1932)

Distribución normal logarítmica (Preston 1948)

Modelo del palo quebrado (MacArthur 1957)

Cada modelo tiene una forma característica de gráfico rango/abundancia (Whittaker 1977, Magurran 1989, 2004) (Fig. I.4.) y los distintos modelos difieren en cuanto a las interpretaciones biológicas que asumen los datos (Gotelli & Graves 1996, Moreno 2001).

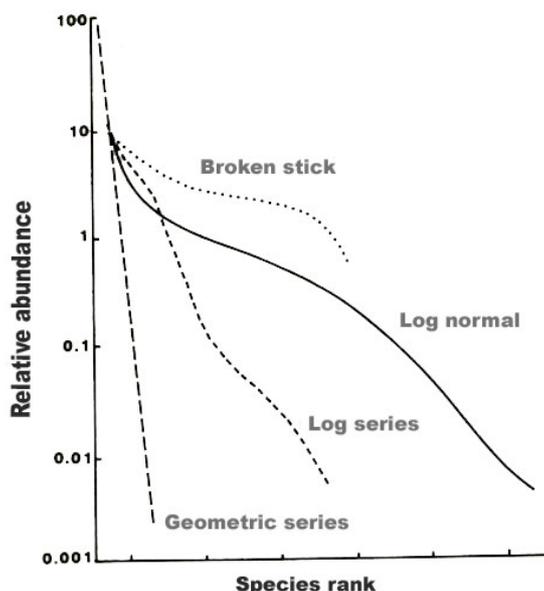


Fig. I.4. Representación gráfica de los cuatro principales Modelos de Abundancia Proporcional (Magurran 2004)



La disconformidad de algunos ecólogos con estos cuatro modelos principales ocasiona la aparición de otros, como por ejemplo:

Modelo de Zipf-Mandelbrot (Zipf 1965, Mandelbrot 1977, Gray 1987)

Modelo dinámico (Hughes 1984, 1986)

Distribución binomial negativa truncada (Pielou 1975)

Modelo Neutro (Caswell 1976, Hubbell 2001)

No obstante, y aunque hayan aparecido nuevos modelos, es aconsejable utilizar los cuatro modelos convencionales siempre que sea posible, porque de este modo las serie de datos pueden unificarse para facilitar su comparación (Magurran 1988). Gray et al. (1988) afirma que es poco probable que la búsqueda de más modelos proporcione alguna perspectiva nueva de los factores que estructuran las comunidades biológicas.

Otro instrumento útil para la estimación de la riqueza específica de muestras de diferentes tamaños son las **Funciones o Curvas de Acumulación de Especies**, que tratan de estimar el número de especies esperado en función del número acumulativo de muestras (Moreno 2001, Colwell & Coddington 1994) y obtener por extrapolación los valores asintóticos del inventario (Soberón & Llorente 1993). Este tipo de análisis consta de tres modelos básicos:

Modelo logarítmico

Modelo de dependencia lineal (Soberon & Llorente 1993) o exponencial (Gleason 1922)

Ecuación de Clench (Clench 1979)

El modelo logarítmico asume que, conforme la lista de especies aumenta, la probabilidad de añadir una nueva especie a la lista disminuye proporcionalmente con el tamaño actual de la lista, hasta que alcanza cero (Moreno 2001). Es un modelo útil en muestreos de áreas relativamente pequeñas, grupos bien conocidos y cuando todas las especies están registradas (Soberón & Llorente 1993). En cambio, el modelo exponencial asume que, conforme la lista de especies aumenta, la probabilidad de añadir una especie nueva a la lista disminuye de forma exponencial (Moreno 2001). Este modelo se utiliza cuando la región donde se hace el muestreo es grande o los taxones son poco conocidos, de forma que la probabilidad de encontrar una nueva especie nunca será cero (Soberón & Llorente 1993). Según el modelo expresado por la Ecuación de Clench la probabilidad de encontrar una nueva especie aumentará, hasta un máximo, conforme más tiempo se pase en el campo, es decir, la probabilidad de añadir una nueva especie a la lista disminuye con el tiempo, pero la experiencia en el campo la aumenta (Soberón & Llorente 1993). Otra aplicación de las Funciones o Curvas de Acumulación de especies es la elaboración de la estrategia de muestreo, porque permite conocer el esfuerzo de captura necesario para añadir un determinado número o porcentaje de especies a la muestra (Moreno & Halffter 2000). Soberón y Llorente

(1993) manifiestan que las ecuaciones que relacionan el esfuerzo de muestreo con el tamaño del inventario pueden ser de gran utilidad para propósitos conservacionistas, porque permiten formalizar comparaciones entre inventarios.

Por último, y siendo los métodos surgidos más recientemente, disponemos de una serie de **Estimadores No Paramétricos** que pueden basarse tanto en la estructura de la comunidad como en datos de presencia-ausencia. Se les denomina no paramétricos porque no asumen ningún tipo de distribución del conjunto de datos y no los ajustan a un modelo determinado (Colwell & Coddington 1994, Palmer 1990).

Para los datos de presencia/ausencia se dispone de los siguientes estimadores:

- Chao 2 (Chao 1987)
- Jackknife 1 (Burnham & Overton 1978)
- Jackknife 2 (Burnham & Overton 1979)
- Bootstrap (Smith & Van Belle 1984)
- ICE (Chazdon et al. 1998)

Y para los datos de abundancia:

- Chao 1 (Chao 1984)
- ACE (Chazdon et al. 1998)

(Para más información referente a los estimadores no paramétricos ver Capítulo VI)

Otro método de estimación, utilizado para hacer comparables inventarios con diferente tamaño muestral, es la **Rarefacción**. Este procedimiento, ideado por Sanders (1968), calcula el número de especies esperado en cada muestra si todas las muestras tuvieran igual tamaño o número de individuos. La fórmula de Sanders fue modificada por Hulbert (1971) para disminuir el sesgo de la estimación. La mayor crítica a la rarefacción es la importante pérdida de información que ocasiona (Williamson 1973), ya que al tomar como medida general para todas las muestras el tamaño de muestra más pequeño desaprovecha mucha información (Ludwig & Reynolds 1988). Otro problema que puede surgir con la rarefacción es la sobreestimación cuando la muestra proviene de una comunidad con distribución agregada. Por estas razones se recomienda usar muestras grandes y ampliamente dispersas a través de la comunidad al utilizar este procedimiento (Baev & Penev 1995).

Los diferentes métodos de estimación de la diversidad han sido evaluados comparativamente en un importante número de trabajos científicos. Palmer (1990) evalúa diferentes estimadores de la riqueza de especies, comparando los resultados obtenidos mediante curvas de acumulación de especies, distribución lognormal y tres estimadores no paramétricos en un estudio de la diversidad de plantas de un



bosque. Para ello ideó una serie de parámetros; dos de ellos miden la desviación absoluta de la riqueza de especies estimada frente a la observada y el tercero evalúa la desviación relativa, indicando el porcentaje de sobreestimación. Como resultado obtiene unas estimaciones más ajustadas con los estimadores no paramétricos, y concretamente Jackknife 1 y 2 son los que producen los mejores resultados. Las conclusiones de Palmer (1990) son apoyadas por Baltanás (1992) mediante el uso de simulaciones. Una evaluación de las funciones de acumulación de especies fue realizada por Soberón y Llorente (1993), donde, con datos de mariposas y mamíferos, discuten la conveniencia de los diferentes modelos en distintas situaciones de campo. Otro estudio sobre la validez de las curvas de acumulación de especies puede encontrarse en Moreno & Halfter (2000).

Una amplia revisión de todos los métodos de estimación y extrapolación de especies, y su utilidad en grupos terrestres megadiversos, como por ejemplo los artrópodos, fue realizada por Colwell y Coddington en 1994. En este trabajo se analiza la estimación local de la riqueza de especies mediante curvas de acumulación de especies, distribuciones paramétricas de abundancia relativa y técnicas no paramétricas, encontrando especialmente efectivos los estimadores no paramétricos Chao 1, Chao 2 y Jackknife. En el mismo trabajo también son examinadas las medidas de complementariedad, que permiten la comparación de la riqueza de especies entre diferentes inventarios locales. Posteriormente, Coddington et al. (1996) valoran la capacidad de las técnicas de inventariado rápido de arañas para estimar la riqueza de especies local, empleando diferentes métodos de estimación. De todos los estimadores empleados en este estudio (lognormal, Poisson lognormal, Chao 1 y 2, Jackknife, ecuación de Michaelis-Menten y curvas de acumulación de especies) ninguno logra alcanzar la asíntota en la curva rango-abundancia, aunque los mejores resultados son los obtenidos con Chao 1, Chao 2 y Jackknife. En el 2000 Toti et al. trabajan con arañas en el desarrollo de un protocolo de muestreo y el uso de estimadores de la riqueza de especie para la obtención de inventarios. Analizan los datos con 11 estimadores no paramétricos diferentes, concluyendo que los estimadores que se aproximan más rápidamente a la asíntota son ICE, Chao 2 y la ecuación de MM. Por otro lado, Sorensen et al. (2002) analizan un inventario de arañas con diferentes estimadores no paramétricos de la diversidad, concluyendo que el único que muestra tendencias a la asíntota es Chao 1. Otra evaluación de los estimadores de la riqueza de especies es la realizada por O'Hara (2005), donde compara diferentes estimadores y examina su precisión. Utiliza estimadores no paramétricos (Chao 1 y ACE), estimadores basados en curvas de acumulación y modelos de distribución de abundancias. Para los dos primeros grupos de estimadores los resultados son similares, pero son los estimadores paramétricos los que dan unas estimaciones más precisas. A partir de los resultados obtenidos concluye que es imposible saber que método de estimación, de los existentes en la actualidad, da un valor más real. Es por esta razón que continuamente surgen nuevos métodos de estimación de la riqueza de especies o se modifican los existentes para hacerlos más efectivos y precisos. Ulrich & Ollik (2005) demuestran la posibilidad de estimar el número de especies de una comunidad de plantas y animales utilizando distribuciones de abundancias relativas, afirmando que los nuevos métodos propuestos son más precisos que los estimadores no paramétricos.

Brose (2002), en un inventario con escarabajos, encuentra que el número de especies observado está subestimado respecto a la verdadera riqueza de especies, y que el uso de estimadores no paramétricos es una herramienta para aumentar la información sobre la riqueza de especies. El objetivo del estudio es evaluar lo precisos que son los estimadores de la riqueza de especies, comparando las estimaciones en muestreos realizados con pocas trampas con aquellos en los que se ha empleado una gran intensidad de muestreo. Una elevada correlación entre ambos indicaría que una intensidad de muestreo baja combinada con el uso de estimadores podría ser empleada con la misma fiabilidad que un inventario obtenido con una elevada intensidad de muestreo. Pero los resultados obtenidos indicaron que los estimadores eran más efectivos y precisos en estudios con un alta intensidad de muestreo, contradiciéndose con la idea para la que fueron creados. Por el contrario, Scharff et al. (2003) comparan un inventario intensivo con uno rápido usando estimadores no paramétricos para valorar el grado de desviación en las capturas. En este trabajo, donde son eliminadas las especies raras o poco abundantes, obtuvieron valores de la riqueza de especies por estimación equivalentes a los observados en el muestreo intensivo. Actualmente, el uso de los estimadores de la riqueza de especies está en discusión, y se debate su efectividad y precisión. El uso de uno u otro estimador es también un aspecto problemático, y de los trabajos realizados hasta la fecha para evaluar los diferentes métodos puede concluirse que a cada situación se le ajusta un índice diferente. Los estimadores de la riqueza de especies también son utilizados por Longino et al. (2002) para evaluar diferentes técnicas de muestreo de hormigas. Los resultados de las estimaciones para los diferentes métodos de recolección no logran alcanzar la asíntota, lo que indica que estos métodos no son adecuados para obtener inventarios de insectos, debido probablemente al elevado número de especies raras.

3. Modelos predictivos para evaluar la biodiversidad

3.1. Estado actual de los modelos predictivos

Utilizar la biodiversidad como un criterio eficaz para elaborar políticas de conservación requiere un amplio conocimiento de la distribución espacial de las especies que lo integran (Miller 1994) o de cualquier atributo de la diversidad biológica (riqueza de especies, rareza, endemidad,...) que queramos emplear en la evaluación del territorio. Obtener esta información es la labor que en la mayoría de los casos impide una adecuada ejecución del trabajo, y la carencia de datos impide una correcta evaluación que no permite emplear los resultados con el fin propuesto. Para recopilar los datos necesarios que permitan conocer la biodiversidad de un territorio podemos emplear datos ya existentes o obtener la información directamente, mediante un muestreo exhaustivo del área. El uso de bases de datos para conocer la distribución de las especies es, en la mayoría de los casos, una información sesgada e incompleta que proviene de diferentes fuentes, como publicaciones científicas de diferente índole, colecciones privadas o públicas,... (Hortal & Lobo 2002). Suele tratarse de citas faunísticas y florísticas obtenidas en contextos demasiado dispares como para poder ser integradas en un mismo estudio. Por otro



lado, pretender obtener toda la información mediante la observación resulta una tarea imposible de ejecutar por el coste de tiempo y personal que supone (Wilson et al. 2005).

En las últimas décadas, la necesidad de adquirir en la mayor brevedad de tiempo posible esta inestimable información para poder hacer frente a la rápida degeneración que afecta a los sistemas naturales ha ocasionado la aparición de nuevas estrategias que permiten conocer la distribución espacial de la biodiversidad. Uno de los recursos más efectivos que se han desarrollado para poder incorporar la biodiversidad a estrategias de conservación es la modelización espacial de sus atributos (Lobo 2000, Hortal & Lobo 2002, Guisan et al. 2002). Estos modelos tratan de averiguar que factores ambientales controlan la distribución de las especies para estimar el valor de los atributos de la biodiversidad en zonas insuficientemente conocidas, quedando implícito un equilibrio, o pseudoequilibrio, entre los patrones de biodiversidad y los parámetros ambientales (Guisan et al. 1998, Guisan et al. 2002, Nogués-Bravo 2003, Hortal & Lobo 2002). Estas estrategias han adquirido, en los últimos 30 años, una gran importancia como herramienta para la conservación, porque suponen un método rápido y efectivo de conocer la distribución real de especies y comunidades (Guisan et al. 2002, Guisan & Zimmermann 2000).

Estos modelos han sido empleados para numerosos fines, dejando patente el gran potencial de su uso en el campo de la conservación. A continuación se citan algunos ejemplos:

- distribución potencial de especies y comunidades
- estimación espacial de los atributos de la biodiversidad para el establecimiento de zonas especiales de protección de la diversidad
- realización de atlas faunísticos o florísticos
- análisis del efecto del cambio climático sobre los patrones de diversidad y la distribución de especies y comunidades
- evaluación del efecto antrópico sobre especies o comunidades
-

Con fines de conservación, se puede modelizar la distribución de una especie o bien centrar los esfuerzos en evaluar un territorio. Franklin (1993) sugiere que el esfuerzo de conservación debe enfocarse desde el nivel de ecosistemas, no de especies, y únicamente de este modo podrá ser preservada la diversidad de todos los organismos que lo constituyen. Un gran número de trabajos orientados a la conservación están centrados en especies, subespecies o poblaciones, quedando al margen los organismos que, principalmente por su tamaño (insectos, hongos, microorganismos,...), son los más desconocidos e ignorados (Franklin 1993), aunque paradójicamente, son los más diversos. La evaluación de la biodiversidad de un territorio podrá centrarse únicamente en un taxón siempre que este refleje correctamente los patrones de todos los componentes del ecosistema. Los taxones que cumplan este requisito pueden ser empleados como grupos indicadores (ver apartado 2.2.2.1.).

El aumento del uso de modelos predictivos en estudios enfocados a la preservación de la diversidad está relacionado directamente con el desarrollo de otras técnicas que se integran para posibilitar la obtención de modelos eficaces y aplicables a estrategias de conservación. El uso de estos modelos se amplía a aspectos tan diversos como biogeografía, cambio climático y gestión de especies o hábitats, siendo de gran utilidad para establecer áreas prioritarias de conservación (por ejemplo: Wilson 2005, Araujo & Williams 2000, Ortega-Huerta & Peterson 2004). Los instrumentos básicos que nos permiten relacionar la distribución espacial de especies y comunidades con factores ambientales (Hirzel et al. 2002, Guisan & Zimmerman 2000) y que, por lo tanto, posibilitan la ejecución de estos modelos son las técnicas de **Análisis Multivariante** (Turner & Gardner 1991, Legendre & Legendre 1998) y el análisis espacial de los **Sistemas de Información Geográficos** (GIS) (Haines et al. 1993). La combinación de los análisis multivariantes y la tecnología GIS es una herramienta altamente efectiva para modelizar los atributos de la biodiversidad con fines conservacionistas (Lehmann et al. 2002, Nogués-Bravo 2003), pero, para poder ser empleados eficazmente, Lehmann et al. (2002) enumeran una serie de características que deben cumplir:

- 1) el modelo no solo debe ser preciso, también debe ser ecológicamente sensible, significativo y interpretable. La naturaleza de los predictores, la forma de la curva respuesta y el efecto de las interacciones entre las especies, son consideraciones importantes en el desarrollo de modelos ambientales, y es importante que este esté de acuerdo con la teoría ecológica.
- 2) el modelo debe ser general, lo que significa que debe ser aplicable a otras regiones o en diferentes tiempos.
- 3) para definir el modelo los predictores deben estar completamente especificados a partir de datos empíricos, y no basados en parámetros que supongamos o que definamos como valores convenientes.
- 4) un modelo usado para biodiversidad y conservación debe ser expresado en un marco espacial. Los predictores ambientales seleccionados en un modelo deben estar representados en un mapa espacial georreferenciado, para posteriormente poder extrapolar la variable respuesta a todo el territorio.

En referencia a la segunda premisa son diversos los autores que destacan que los patrones de la distribución espacial de la diversidad biológica y los procesos que los generan difieren entre regiones y escalas (Levin 1992, Lawton 1999), de modo que los modelos elaborados a una resolución y en un territorio no deben aplicarse a otros lugares y escalas (Guisan et al. 2002). Unidades ambientales similares pueden contener diferentes composiciones faunísticas debido a la actuación de factores distintos a los puramente ambientales, como serían factores históricos, perturbaciones puntuales,... (Hortal & Lobo



2002). Una de las limitaciones que James & McCulloch (1990) asignan a la regresión múltiple es que el modelo resultante solo puede ser aplicado a situaciones similares.

3.2. Los análisis multivariantes

El principal objetivo de modelizar los atributos de la biodiversidad con fines de conservación reside en establecer una relación entre estos y los factores ambientales para poder encontrar pautas que nos revelen sus patrones espaciales. Las técnicas estadísticas para obtener esta información están basadas en análisis multivariantes, y en las últimas décadas son numerosas las metodologías que se han desarrollado con este fin. Muchos modelos estadísticos son específicos para tipos de variable respuesta particulares (Guisan & Zimmerman 2000), por lo que la formulación del modelo estadístico a utilizar debe responder a la pregunta teórica que se plantee.

La regresión múltiple y sus diferentes formas son las herramientas estadísticas más populares y usadas para modelizar la biodiversidad y sus atributos (Guisan & Zimmerman 2000, Guisan et al. 2002), lo que se refleja en el considerable aumento de publicaciones científicas que la emplean desde su aparición. El uso de la regresión en estudios de biodiversidad y conservación se remonta a los últimos 30 años, y el gran avance que ha sufrido durante este periodo de tiempo se refleja en las modificaciones que, a partir de sus formas más simples, ha ido sufriendo para flexibilizarse y poder ser ampliados los ámbitos de su utilización. Los análisis de regresión clásicos presuponen una relación lineal entre la variable respuesta y las variables explicativas, y únicamente son válidas cuando la variable respuesta asume una distribución normal y homogeneidad de la varianza (ver: Guisan & Zimmerman 2000, Guisan et al. 2002, James & McCulloch 1990). Estas limitaciones no responden en muchas ocasiones a los patrones naturales, y se debe recurrir a otras formas de regresión (Fig. I.5.).

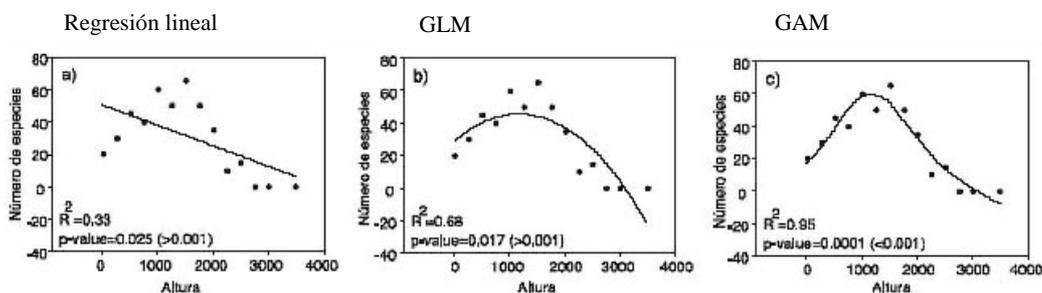


Fig. I.5. Ajuste de tres tipos de modelos estadísticos a una relación ecológica: (a) relación lineal obtenida por regresión (b) función polinómica de segundo grado establecida por GLM y (c) curva ajustada automáticamente por un GAM. (en Nogués-Bravo 2003).

Los Generalized Linear Models (**GLM**) constituyen una técnica más flexible debido a que admiten otras distribuciones distintas a una normal en la variable respuesta, aceptan funciones no constantes de la varianza y introducen en el modelo relaciones no lineales de un predictor mediante formas polinomiales de las variables predictivas. Otra forma de expresión de los modelos de regresión son los denominados Generalized Additive Models (**GAM**) que representan una extensión no paramétrica de los GLM, no asumiendo ningún tipo de distribución de la variable respuesta.

Pearce & Ferrier (2000) comparan los resultados obtenidos mediante diferentes técnicas de modelización, entre ellas GLM y GAM, concluyendo que las variables predictivas seleccionadas en uno u otro modelo difieren significativamente. En el caso concreto del GLM versus GAM señalan a este último como técnica más precisa al emplear relaciones no lineales entre la variable respuesta y los predictores. Remarcan la importancia de la elección de la estrategia de modelización para obtener modelos con alto poder predictivo. Una amplia revisión sobre estos dos métodos de modelización podemos encontrarla en Guisan et al. (2002), donde se discuten los estadísticos que cada uno emplea para seleccionar las variables predictivas, el diagnóstico del modelo y su evaluación.

Se han desarrollado otros métodos de modelización, pero su uso no ha sido tan extenso como los análisis de regresión. De entre estas metodologías destacamos Regresión Tree Análisis (RTA), Análisis Canónico de Correspondencias (CCA), Artificial Neural Network (ANN) (Lek-Ang et al. 1999) y Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA) (Hirzel et al. 2002).

RTA es una técnica de clasificación que asigna una clase de la variable respuesta a cada una de las combinaciones de los predictores ambientales. Esta técnica suele utilizarse para representar modificaciones en la distribución de las especies cuando están sometidas a un cambio (Guisan & Zimmerman 2000, De'Ath & Fabricius 2000, De'Ath 2002). Iverson & Prasad (1998) utilizan esta técnica para entender el potencial de las especies para sobrevivir o migrar frente a un cambio climático.

Otra técnica predictiva para la distribución de especies o comunidades es una técnica de ordenación basada en el Análisis Canónico de Correspondencias (**CCA**) (Ter Brack 1988). Este tipo de modelización requiere combinaciones lineales de los descriptores ambientales y asume una distribución Gausiana de las especies. Hettrich & Rosenzweig (2003) comparan modelos obtenidos mediante CCA con modelos GLM, obteniendo distintos resultados en diferentes especies. Para algunas especies el modelo basado en CCA es más explicativo que el obtenido con GLM, en cambio para otras el modelo más robusto es el GLM, y en algunas especies el resultado es idéntico en ambos casos. Concluyen que ninguno de los dos métodos es mejor para modelizar y que el correcto uso de una técnica de modelización depende del organismo y del objetivo planteado. Guisan et al. (1999) comparan nuevamente ambos métodos concluyendo que GLM son mejores para especies frecuentes con una alta representación en el número de muestras y CCA es preferible para especies raras y bajo número de muestras.



Los Artificial Neural Network (ANN) aparecen como una herramienta más eficaz que los modelos de regresión múltiple frente a relaciones no lineales entre la variable respuesta y los descriptores ambientales. Lek & Guegan (1999) comparan los resultados obtenidos mediante regresión múltiple con los generados con ANN, obteniendo correlaciones más altas entre los predictores y la variable respuesta con este último, y concluyendo que muchos parámetros relevantes para la biodiversidad son predichos más eficientemente por ANN.

Ecological – Niche Factor Análisis (ENFA) es un análisis multivariante para el estudio geográfico de la distribución de especies que no requiere datos de ausencia. Está basado en el concepto de nicho ecológico, y compara la distribución de las localidades donde la especie ha sido observada con los descriptores de todo el área de estudio. Este procedimiento está recomendado en situaciones donde los datos de ausencia no son concluyentes (bases de datos), poco fidedignos (especies raras o crípticas) o sin sentido (invasores) (Hirzel et al. 2002).

3.3. Los GIS y la teledetección

El desarrollo de los GIS (Sistemas de Información Geográfica), juntamente con el avance en estadística multivariante, ha favorecido extraordinariamente la utilización de modelos predictivos en el ámbito de la conservación, ya que pone al alcance toda la tecnología necesaria para poder realizarlos de manera eficiente. El incremento de la necesidad de preservar la diversidad biológica ha coincidido con el desarrollo de la tecnología GIS, y esta ha sido rápidamente incorporada a la confección de planes de conservación y gestión ambiental (Næsset 1997). La ausencia de información para evaluar correctamente la biodiversidad es un serio problema que impide tanto su comprensión como su evaluación, pero la tecnología GIS, mediante diferentes metodologías, posibilita la caracterización de la diversidad generando un conocimiento extensivo que facilita su monitoreo (Salem 2003). Los GIS permiten manejar cómodamente una gran cantidad de información, sea espacial o no espacial, y, a su vez, es la única tecnología que permite almacenar y manipular información usando geografía para analizar patrones, relaciones y tendencias en la información (Salem 2003).

El desarrollo del GIS se inició en los años 60, pero su utilización en diferentes ámbitos de investigación no se extendió hasta inicios de los 80, con la aparición de una tecnología informática asequible a todos los usuarios. A partir de los años 90 la disponibilidad de GIS para entorno Windows propició su expansión. Desde entonces, debido a su gran potencialidad, el GIS ha sido ampliamente utilizado en numerosos campos y con finalidades muy distintas. Algunos ejemplos de estudios medioambientales enfocados a la conservación y gestión de la biodiversidad serían:

- detección de áreas de especial interés
- migración de fauna
- predicción de la distribución de especies

- mapas de vegetación natural
- mapas de variaciones ambientales
- ...

Desde su aparición se han propuesto diversas definiciones para describir con exactitud tanto sus características como su potencialidad de uso. Una definición actual y precisa es:

“Un conjunto de equipos informáticos, de programas, de datos geográficos y técnicos organizados para recoger, almacenar, actualizar, manipular, analizar y presentar eficientemente todas las formas de información georeferenciada” (Salem 2003).

Otras definiciones propuestas para definir esta tecnología son:

- *“Un sistema para capturar, almacenar, comprobar, integrar, manipular, analizar y visualizar datos que están espacialmente referenciados a la tierra”*. (Chorley, 1987).

- *“Sistemas automatizados para la captura, almacenamiento, composición, análisis y visualización de datos espaciales”*. (Clarke, 1990).

No obstante, una de las definiciones más citadas actualmente es la del *National Center for Geographic Information and Analysis, N.C.G.I.A.*: *“un sistema de hardware, software y procedimientos diseñados para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelación y salida de datos espacialmente referenciados, para resolver problemas complejos de planificación y gestión”* (NCGIA 1990, en <http://www.ncgia.ucsb.edu/>).

Por lo tanto, según estas definiciones, podemos concluir que un GIS en sentido amplio es una herramienta de gestión de datos espaciales que permite la creación y estructuración de los datos partiendo de fuentes de información como mapas, teledetección, bases de datos,... Además, un GIS cuenta con herramientas que permiten generar nueva cartografía en función de los resultados obtenidos, además de hacer consultas más completas al poder combinar criterios alfanuméricos y espaciales.

Una de las fuentes de información con más proyección en estudios medioambientales en los últimos años es la **teledetección** (satellite remote sensing). El término teledetección es una traducción del inglés “remote sensing”, y se refiere a la captación de datos desde el aire o desde el espacio y a su posterior tratamiento. Una definición más exacta la describe como la técnica de adquisición y posterior tratamiento de datos de la superficie terrestre desde sensores instalados en plataformas espaciales (Campbell 1996). La información se adquiere en virtud de la interacción electromagnética existente entre la tierra y el sensor, y como fuente de radiación se utiliza la proveniente del sol (teledetección pasiva) o del propio sensor (teledetección activa). En teledetección la principal fuente de datos consiste en una



imagen, o matriz bidimensional. Un dato representa un elemento sobre la superficie de la tierra, llamado elemento imagen y representado como un píxel (picture element).

Los tres elementos principales en un sistema de teledetección son:

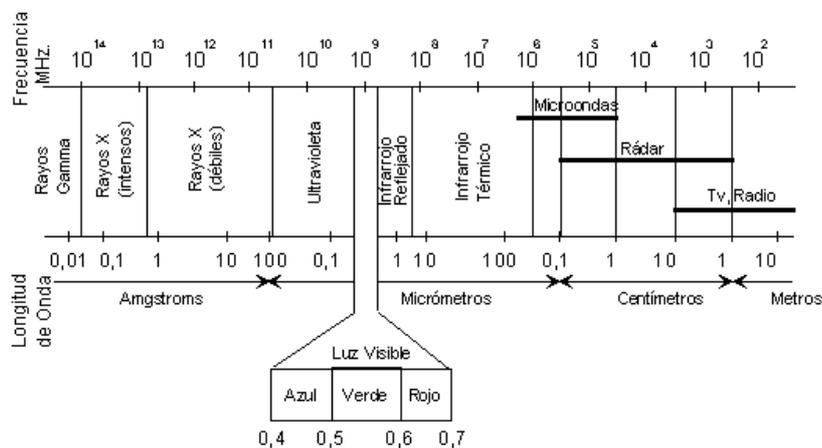
- El sensor
- El objeto observado
- El flujo energético, que permite poner a los dos anteriores en relación. Este flujo procede del objeto por reflexión de la luz solar.

Mediante estos tres elementos se puede recoger la siguiente información:

- Espacial, indicando la organización en el espacio de los elementos.
- Espectral, denotando la naturaleza de las superficies.

La teledetección consiste en la identificación de los objetos a partir de las diferencias en la energía reflejada, identificando los valores de longitud de onda del espectro electromagnético que estos emiten. Todos los objetos tienen una respuesta espectral propia.

El espectro electromagnético es la sucesión continua de los valores de longitud de onda, y conceptualmente se divide en bandas:



Desde el punto de vista de la teledetección destacan una serie de bandas como las más utilizadas según las necesidades y tecnología actual:

- Espectro visible (0.4 - 0.7 mm)

Es la única radiación electromagnética perceptible por el ojo humano. Coincide con la longitud de onda donde es máxima la radiación solar. Podemos localizar los distintos colores en las longitudes: azul (0.4 - 0.5 mm), verde (0.5 - 0.6 mm), rojo (0.6 - 0.7 mm)

- Infrarrojo próximo (0.7 - 1.3 mm)

Banda importante para diferenciar masas vegetales y concentraciones de humedad.

- Infrarrojo medio (1.3 - 8 mm)

En esta región se entremezclan los procesos de reflexión de luz solar y de emisión de la superficie terrestre, por lo que presenta muchas dificultades.

- Infrarrojo lejano o térmico (8 - 14 mm)

Es la región del espectro en la que emiten energía todos los cuerpos de la superficie terrestre.

Actualmente disponemos de diferentes satélites, cada uno de los cuales posee un sensor diferente. En un sistema de teledetección el sensor es básico y su correcta elección dependerá de los objetivos planteados en el estudio. Los más clásicos son los utilizados para obtener las imágenes LANDSAT (TM y MSS) y las SPOT. Los primeros han sido desarrollados por la Agencia Espacial Norteamericana, mientras que el proyecto SPOT está a cargo del CNES francés en colaboración con Bélgica y Suiza. En el satélite SPOT el sistema de exploración instalado se denomina HRV y permite dos modos de captura de la información: pancromático y multibanda, con unas resoluciones espaciales de 20 y 10 m respectivamente. Es sensible en las siguientes bandas del espectro:

- multibanda XS1: 0,5-0,59 mm: verde
- multibanda XS2: 0,61-0,68 mm: rojo
- multibanda XS3: 0,79-0,89 mm: infrarrojo próximo
- pancromático PAN: 0,51-0,73 mm: parte del visible

Una importante novedad de este sistema es su capacidad para variar el ángulo de observación, lo que le permite observar la misma zona en pasadas sucesivas, de modo que dos imágenes de la misma zona tomadas en pasadas consecutivas tengan una zona común y permitan la visión estereoscópica, lo que permite crear un modelo digital del terreno.

La teledetección se ha aplicado con bastante éxito y sobre todo, con la certeza de que será a corto plazo una tecnología importantísima, en áreas y aplicaciones como:

- | | |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Meteorología: <p>Análisis de masas nubosas y su evolución
Modelización climática a diferentes escalas
Predicción de desastres naturales de origen climático</p> | <p>Determinación del vigor de la vegetación
Determinación del rango de interpretabilidad y biomasa
Medición de extensión de cultivos y maderas por especies
Clasificación de usos del suelo</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> • Agricultura y bosques: <p>Discriminación de tipos de vegetación: tipos de cultivos, tipos de maderas...</p> | |



- Cartografía y urbanismo

Cartografía y actualización de mapas
Categorización de la capacidad de la tierra
Separación de categorías urbana y rural
Planificación regional
Cartografía de redes de transporte
Cartografía de límites tierra - agua
Cartografía de fracturas

- Geología

Reconocimiento de tipos de roca
Cartografía de unidades geológicas principales
Revisión de mapas geológicos
Delineación de rocas y suelos no consolidados
Cartografía de intrusiones ígneas
Cartografía de depósitos de superficie volcánica reciente
Cartografía de terrenos
Búsqueda de guías de superficie para mineralización
Determinación de estructuras regionales

- Recursos hidrográficos

Determinación de límites de superficies acuáticas
Cartografía de inundaciones
Determinación del área y límites de zonas nevadas
Medida de rasgos glaciales
Medida de modelos de sedimentación y turbidez
Determinación de la profundidad del agua
Delineación de campos irrigados
Inventario de lagos
Detección de zonas de alteraciones hidrotermales

Cartografías lineales

- Medio ambiente

Control de superficies mineras
Cartografía y control de polución de aguas
Detección de polución del aire y sus efectos
Determinación de efectos de desastres naturales
Control medioambiental de actividades humanas (eutrofización de aguas, pérdida de hojas, etc.)
Seguimiento de incendios forestales y sus efectos
Estimación de modelos de escorrentía y erosión

- Oceanografía y recursos marítimos

Detección de organismos marinos vivos
Determinación de modelos de turbidez y circulación
Cartografía térmica de la superficie del mar
Cartografía de cambios de orillas
Cartografía de orillas y áreas superficiales
Cartografía de hielos para navegación
Estudio de mareas y olas

3.4. Elementos para la ejecución de un modelo predictivo

A la hora de desarrollar un modelo predictivo de cualquiera de los atributos de la biodiversidad, son diversos los factores que deben ser considerados para alcanzar los objetivos previamente planteados.

3.4.1. Selección de la escala espacial

Los patrones de biodiversidad están estrechamente unidos a los procesos ecológicos, de modo que diferentes escalas explican diferentes patrones. La escala de investigación determinará el rango de patrones y procesos que podrán ser detectados (Wiens 1989, Price et al. 2004), por lo que es de máxima importancia para el observador decidir la escala apropiada para el estudio (Turner et al. 1989, Quattrochi

& Pelletier 1990). Debe tenerse en cuenta que conceptos como homogeneidad y heterogeneidad del paisaje son escalo-dependientes (O'Neill et al. 1989), así como la relación entre la estructura del paisaje y la diversidad de ecosistemas, especies y genotipos (Innes & Koch 1998).

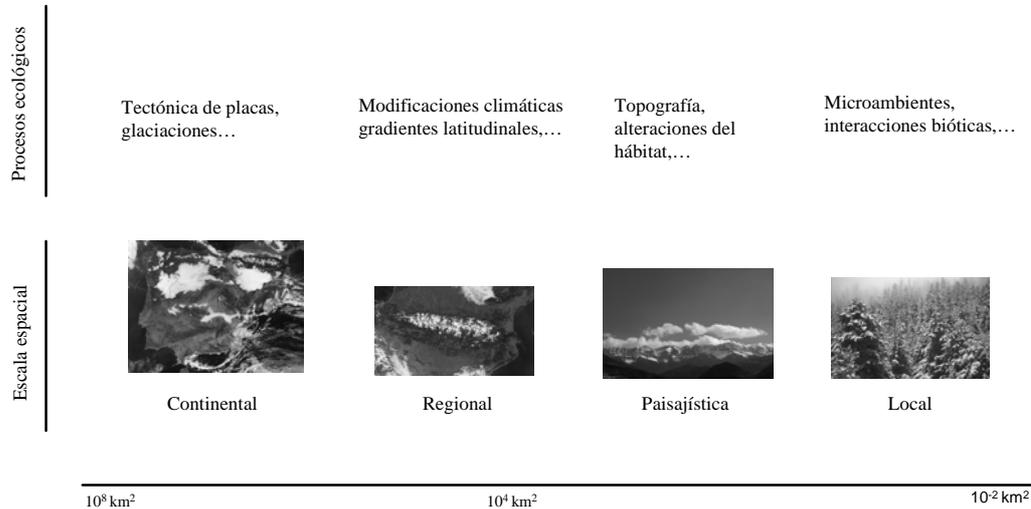


Fig. I.6. Relación entre las diferentes escalas espaciales y los procesos ecológicos que se desarrollan en ellas. Modificada de Whittaker 2001 y Nogués-Bravo 2003.

Según Whittaker et al. (2001), intentando unificar la teoría general de la biodiversidad con las teorías ecológicas, un territorio puede consistir en un área local, un paisaje, un área regional o una extensión continental (inter-regional). Esta clasificación jerárquica del territorio implica que cada uno sus niveles estén definidos por fenómenos que dependen de variables explicativas diferentes. Según la clasificación de los diferentes niveles de estudio de la biodiversidad establecidos por Whittaker et al. (2001) y la definición de paisaje como “un área terrestre que puede ser topográficamente heterogénea pero con singularidad climática, geográfica e histórica, integrada por un conjunto de ecosistemas interactuantes que se repiten de forma similar” (Forman & Godron 1981), sus patrones de diversidad vendrán explicados por las características climáticas, topográficas, fenómenos históricos acontecidos y perturbaciones locales que ocurren en periodos cortos de tiempo (Halfter et al. 2001). Esta definición impulsa a pensar, que para trabajos enfocados a monitoreo y conservación el territorio ideal a evaluar sería el paisaje. No obstante, definir la escala de trabajo adecuada es difícil, hasta el punto que patrones y escalas representan un problema central en ecología (Levin 1992). La elección de una escala adecuada para evaluar la biodiversidad dependerá del patrón que queramos observar, el taxón y el objetivo de estudio (Wiens 1989).

En teledetección, para definir la escala se emplean los términos extensión y grano. El primer término hace referencia a la extensión total del territorio y el segundo a la resolución (o unidad territorial) más fina de la imagen. A su vez, en imágenes raster, el grano se corresponde al tamaño del píxel.



Término	Definición
Escala	Dimensión espacial de un objeto o proceso.
Nivel de organización	El lugar dentro de una jerarquía biótica (organismo, especies, población,...).
Resolución	Precisión de la medida, tamaño del grano.
Grano	El nivel más fino de resolución espacial al que podemos obtener la información (píxel,...).
Extensión	El tamaño del área de estudio considerada.

Tabla 1.2. Términos referidos a la escala usados en teledetección. Modificada de Turner et al. 1989.

La resolución espacial sobre la cual se aplica un modelo predictivo de diversidad puede ser establecida siguiendo diferentes criterios. Uno de ellos consiste en escoger las unidades territoriales menores que puedan utilizarse teniendo en cuenta la disponibilidad y precisión de la información biológica, la extensión total de la región a estudiar y la resolución espacial de la información ambiental disponible (Hortal & Lobo 2002). Seoane et al. (2004) testan la efectividad de los modelos de distribución de pájaros a diferentes resoluciones espaciales de información de la cobertura vegetal, no obteniendo diferencias significativas en la predicción de los diferentes modelos, e indicando de este modo que la disponibilidad de información GIS no siempre es una limitación para la ejecución de un modelo. Por otro lado, Price et al. (2004), realizan una aproximación similar con ranas, realizando modelos de distribución de cinco especies utilizando diferentes resoluciones espaciales de la información ambiental, y obteniendo diferencias significativas en los resultados de los distintos modelos.

Otra estrategia para seleccionar la escala de trabajo más adecuada consistiría en identificar la escala en la cual los patrones espaciales causan cambios en el atributo de la biodiversidad que vayamos a evaluar, considerando que la respuesta de las especies es distinta a diferentes escalas del paisaje (Chust et al. 2003, Chust et al. 2004). Esta segunda aproximación, que consiste en testar la relación entre las especies y los descriptores del paisaje a diferentes escalas, requiere del uso de diferentes resoluciones espaciales de la información ambiental, quedando por lo tanto también sujeta a la disponibilidad de esta.



Fig.1.7. Ejemplo de diferentes resoluciones espaciales a las que puede evaluarse un territorio.

3.4.2. Obtención de los datos

La obtención de los datos en estudios de diversidad es una cuestión primordial, de la que dependerá la validez de todos los resultados que se obtengan a partir de ellos. Es la primera y más

importante fuente de error en estudios ecológicos y de diversidad. Principalmente, disponemos de dos fuentes de información taxonómica y faunística útil para estudios de biodiversidad. Podemos utilizar los bancos de datos de la distribución de especies o realizar nosotros mismos un muestreo para extraer los datos. Ambas opciones son igualmente válidas, pero presentan limitaciones a tener en consideración a la hora de elegir una u otra fuente de datos. Por un lado, la información faunística disponible suele ser escasa, heterogénea y se encuentra dispersa en multitud de fuentes como publicaciones científicas, museos, colecciones privadas,... (Hortal & Lobo 2002). Para poder recurrir a esta información sería necesario que se encontrara disponible en bases de datos, y poder acceder del mismo modo a toda la información necesaria, como por ejemplo fecha de colecta, método de captura, localidad de colecta,... Son diversas las iniciativas internacionales para la creación de estas bases de datos, y algunos ejemplos pueden consultarse en:

-ITIS (Integrated Taxonomic Information System), donde Canadá, Estados Unidos y México participan conjuntamente para conformar catálogos taxonómicos.

(<http://siit.conabio.gob.mx>).

-BIOTICA, diseñado especialmente para el manejo de datos nomenclaturales, geográficos, bibliográficos y de parámetros ecológicos.

(http://www.conabio.gob.mx/informacion/biotica_espanol/doctos/acerca_biotica.html).

-BIOCAT, base de datos faunísticos y florísticos de Catalunya, iniciativa del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.

(<http://www.gencat.net/mediamb/pn/bdbiodiversitat.htm>).

-GBIF (Global Biodiversity Information Facility) es una iniciativa internacional para poner en Internet, de forma gratuita, toda la información disponible sobre los organismos vivos conocidos a nivel mundial.

(<http://www.gbif.es/index.php>).

-...

En estudios enfocados al análisis de la diversidad, extraer los datos de una base de datos comporta una serie de limitaciones. La primera de ellas se presenta en el momento de analizar los datos estadísticamente, cuando analizamos datos de diferentes años, diferentes sitios, diferentes sistemas de captura, diferentes diseños de muestreo,... De todos modos, uno de los problemas más importantes que conlleva el uso de bases de datos es el no poder establecer el esfuerzo de muestreo. Sin este valor no podremos hacer uso de numerosos métodos de análisis de la diversidad, como por ejemplo los estimadores de la riqueza de especies, las curvas de acumulación de especies, los índices de diversidad,..., y no podremos saber cuan completa es la información de la que disponemos. Por el contrario, si los datos se obtienen mediante un diseño de muestreo apropiado serán aptos para ser analizados estadísticamente, pero nunca podrá acumularse la gran cantidad de datos que pueden



compilarse en una base de datos ni abarcar territorios tan amplios. En consecuencia, para obtener los datos necesarios para un estudio enfocado a la evaluación de la diversidad, debemos priorizar entre obtener una gran cantidad de datos de los que se extrae una información limitada o obtener pocos datos de los que se puede extraer gran cantidad de información. Por supuesto, la elección de una u otra fuente dependerá de la cuestión a resolver y del objetivo propuesto.

Un ejemplo referente al error de las bases de datos lo encontramos en la distribución de los artrópodos en Catalunya, donde puede observarse claramente que las localidades donde se citan un mayor número de especies se localiza en las zonas más próximas a Barcelona, el núcleo urbano con más habitantes, y, por lo tanto, el más estudiado debido a la proximidad de museos, universidades y centros de investigación (Fig. I.8.).

Para poder utilizar los valores extraídos de una base de datos sin que esto suponga una pérdida de información y una disminución en la calidad de los resultados, deberíamos disponer de un protocolo de muestreo, específico para cada taxón, que fuera el empleado para la obtención de todos los datos que posteriormente se compilarían en una base de datos. Una base de datos debe disponer de campos imprescindibles y adicionales. Los primeros son aquellos que deben ser llenados obligatoriamente para poder introducir el dato, y serían: nombre de la especie, localidad de captura, fecha de captura, número de machos, hembras, juveniles y individuos totales. Opcionalmente pueden rellenarse otros campos de información que pueden ser de utilidad para los análisis de diversidad, como por ejemplo aquellos que describan la localidad de recolección: comunidad vegetal, altitud, orientación,...

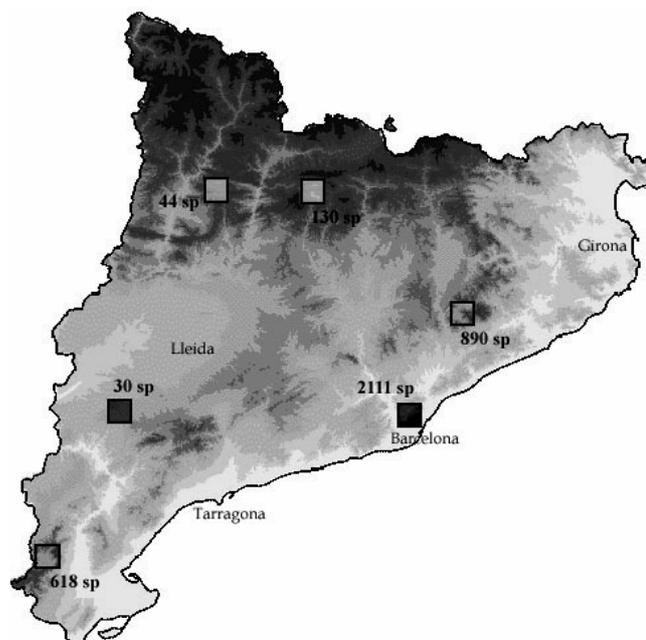


Fig. I.8. Mapa de Catalunya donde se representan el número de especies citadas en diversas localidades. Información extraída de ArtróCat (Serra A. 2006).

3.4.3. Selección de las variables predictivas

Las variables seleccionadas como posibles predictores de la riqueza de especies o de la distribución de un determinado taxón pueden ser muy diversas y deben contemplar el máximo de factores posibles. Estos factores que influyen sobre los atributos de la diversidad pueden ser bióticos (presencia de un depredador o competidor, cobertura vegetal del territorio,...) o abióticos (gradientes altitudinales y latitudinales, topografía, clima,...), y ambos pueden ser decisivos en los resultados de un modelo predictivo. Para seleccionar aquellas variables con mayor probabilidad de afectar al patrón de distribución de un atributo de la diversidad algunos autores (Dufrêne & Legendre 1991, Guisan & Zimmermann 2000) recomiendan un análisis exploratorio previo, donde estén considerados el grupo taxonómico y la zona de estudio. Al seleccionar las variables también debe tenerse en cuenta la correlación entre ellas, porque la inclusión de un factor en el modelo puede esconder la influencia de otros con mayor capacidad predictiva. El problema de la correlación consiste en la presencia de una elevada dependencia entre las variables regresoras, lo que dificulta la separación de su contribución individual al modelo. De manera general, debe evitarse la utilización de variables correlacionadas, para impedir la interferencia de unas con otras (Vilar 2006). Otro problema que pueden presentar las variables, sobretudo las variables ambientales, es la autocorrelación. La autocorrelación es la dependencia de las variables ecológicas con el espacio (Legendre 1993) debida a los factores históricos y geográficos, e invalida la asunción de independencia. La aplicación de la mayoría de procedimientos estadísticos requiere independencia de los valores observados, por lo que se verían afectados negativamente por su presencia. Los efectos espaciales de la autocorrelación pueden evaluarse examinando la relación entre variables geográficas (latitud, longitud, lat x long, lat², long²...) y el atributo de la diversidad por regresión múltiple (trend surface analysis: Legendre 1993). De este modo, se incluyen como posibles predictores estructuras espaciales ocasionadas por variables históricas, bióticas o ambientales que no han podido ser consideradas (Legendre & Legendre 1998).

Una vez seleccionadas las variables explicativas destinadas a la elaboración de un modelo, y para poder tratarlas mediante un GIS (Geographic Information System), es necesario conseguir la información ambiental geográficamente referenciada. Los datos ambientales pueden ser medidos en el campo (ex: características abióticas de la zona) o provenir de mapas climáticos interpolados a partir de un conjunto de medidas meteorológicas. Por otro lado, los datos espaciales geológicos, hidrológicos,... habitualmente se originan a partir de mapas digitalizados, y los usos del suelo, textura del suelo, zonas cubiertas de nieve, mapas de vegetación,... suelen derivar de fotografías aéreas o imágenes satélite (Guisan & Zimmermann 2000). Conseguir la información georreferenciada necesaria para la elaboración de un modelo predictivo puede resultar, en ocasiones, complicado, especialmente si la escala a la que queremos trabajar no se ajusta a los estándares. En estos casos podemos recurrir a digitalizar nosotros mismos la información requerida.



Un modelo predictivo tratará de encontrar los factores causales de determinados atributos de la biodiversidad, pero el modelo resultante puede ser simplemente una ecuación que permita extrapolar la distribución espacial de estos atributos, sin que haya una relación causal directa entre ambos (Legendre & Legendre 1998). Si no queremos obtener relaciones causales entre los predictores y la variable dependiente la correlación entre factores no representará ningún problema (Legendre & Legendre 1998).

Las variables explicativas pueden diferenciarse en predictores directos o indirectos. Los primeros son aquellos que explican un patrón de la diversidad o la distribución de una especie de manera directa, de modo que se puede interpretar cual es la causa de un determinado patrón de distribución. Por otro lado, los predictores indirectos son fáciles de medir en el campo y se usan frecuentemente porque tienen una buena correlación con los patrones de las especies observadas (Guisan & Zimmermann 2000). Las variables explicativas indirectas suelen representar una combinación de diferentes variables y gradientes directos de un modo más simple (Guisan et al. 1999).

3.4.4. Formulación y calibración del modelo

Un modelo no es más que una función matemática que relaciona una variable dependiente con una serie de variables explicativas, permitiendo predecir su valor mediante la formulación de un algoritmo. Este algoritmo, basado en análisis multivariante, realizará predicciones para un tipo particular de variable respuesta y estimará los coeficientes (Guisan & Zimmermann 2000). Obtener una mejor predicción dependerá directamente de la designación de un modelo apropiado y únicamente la formulación de un modelo apropiado producirá resultados satisfactorios. Los modelos estadísticos son específicos para un cada tipo de variable respuesta y están asociados a una distribución determinada de esta. Como consecuencia, para seleccionar el modelo adecuado, es imprescindible conocer la distribución de la variable dependiente (Poisson, Gaussiana, binomial,...). Otro criterio necesario para seleccionar el algoritmo de modelización adecuado es la relación entre la variable dependiente y las variables explicativas o independientes (lineal, exponencial, logarítmica,...).

A continuación se ejemplifica la relación entre el tipo de variable respuesta y posibles algoritmos que se pueden utilizar:

<i>Relación variable dependiente - variables independientes</i>	<i>Distribución variable dependiente</i>	<i>Tipo variable respuesta</i>	<i>Modelo</i>
lineal	normal	cuantitativa	Regresión Lineal Múltiple
lineal	normal	cuantitativa	CCA
no lineal	normal, poisson, binomial negativa	cuantitativa, cualitativa (binomial)	GLM
no lineal	no asumen distribución	cuantitativa, cualitativa (binomial)	GAM
...

Cuando aplicamos la formulación de un modelo podemos obtener diferentes resultados, que dependen exclusivamente de la selección de unas u otras variables independientes como predictores. La elección del mejor modelo es un paso decisivo para la precisión y fiabilidad de sus predicciones. Este proceso puede realizarse de manera arbitraria, aunque es mucho más recomendable hacerlo automáticamente mediante técnicas como el procedimiento stepwise, backward, best-subsets,... (Guisan & Zimmermann 2000). El proceso de selección del mejor modelo es denominado calibración del modelo y se define como “la estimación y el ajuste de los parámetros del modelo y las constantes para mejorar la concordancia entre los valores estimados y los observados” (Rykiel 1996). Algunos criterios que se puede emplear para seleccionar el mejor modelo son:

-el número de predictores del modelo final no debe exceder a $n/10$, donde n es el número total de observaciones (Harrell et al. 1996).

-en los casos en los que sea posible, utilizar el significado y la interpretación ecológica para seleccionar las variables predictoras (Prentice et al. 1992)

-caracterizar los modelos por una medida de reducción de la varianza (por ej. coeficiente de determinación o r^2). El ajuste de esta medida es el criterio más adecuado y utilizado para comparar modelos que incluyen diferentes combinaciones de variables explicativas (Guisan & Zimmermann 2000). El modelo en el que la reducción de la varianza es máxima es considerado el mejor, y es el que se utilizará como propuesta de predicción. La mayoría de los procesos automáticos de selección (stepwise, bes-subsets,...) utilizan este principio.

3.4.5. Evaluación del modelo

La evaluación de un modelo consiste en medir la similitud entre las predicciones y las observaciones de campo, y para examinar si se verifican las hipótesis del modelo es imprescindible ejecutar un análisis de los residuos (Nicholls 1989, Dobson 1999). Los residuos son definidos como el valor observado de la variable dependiente menos el valor predicho por la ecuación de regresión. Las observaciones con residuos grandes son indicativas de datos atípicos (outliers), y su exclusión o inclusión en el ajuste del modelo puede modificar sustancialmente las estimaciones. Se consideran outliers aquellas observaciones que presentaban un valor absoluto del residuo más grande que X veces la desviación estándar del valor predicho. El valor de x puede cambiar según la precisión que requiera el modelo. También debe ser comprobado que los errores del modelo o residuos siguen una distribución normal, porque la falta de normalidad indica que los estimadores no son eficientes, y los intervalos de confianza



de los parámetros del modelo y los contrastes de significación son solamente aproximados y no exactos. Una vez eliminados los valores atípicos o erróneos, y verificada la normalidad de los errores, se estiman nuevamente los parámetros del modelo final.

Posteriormente al análisis de los residuos se evaluará el poder predictivo del modelo mediante una de estas dos aproximaciones (Guisan & Zimmermann 2000):

- a) Los procedimientos Jacknife (Quenouille 1956, Tukey 1958), Bootstrap (Efron 1979) y Validación cruzada o Cross-validation (Mosier 1951) son técnicas apropiadas para evaluar un modelo y sus predicciones, y indican si la calibración del modelo se ha realizado adecuadamente. Estas técnicas constituyen la línea más desarrollada de una variedad de técnicas para la inferencia estadística denominadas “métodos de remuestreo” (Simon 1969). Básicamente son técnicas de simulación que reutilizan los datos observados para extraer repetidas muestras (López-Jáuregui et al. 2004).
- b) La aproximación empírica consiste en usar dos grupos de datos independientes, uno para calibrar y otro para evaluar el modelo. Esta aproximación no puede utilizarse si el tamaño muestral es pequeño, porque no habrá suficientes datos para hacer dos agrupaciones independientes. Cuando hay suficientes datos se puede evaluar el poder predictivo del modelo comparando los valores predichos por un modelo realizado con el primer grupo de datos con los valores observados del segundo grupo de datos. Es un método más simple que los procedimientos anteriores, pero requiere la recogida de más datos, lo que en ocasiones implica un coste demasiado elevado.

3.4.6. Aplicación del modelo

Disponiendo de todos los elementos necesarios y habiendo evaluado correctamente el modelo se podrán extrapolar los valores del atributo de la diversidad considerado a todos los píxeles de una imagen, tan solo se requiere el uso de un software adecuado (i.e. Idrisi, MiraMon, ENVI,...). La aplicación del modelo permitirá obtener una representación espacial de la diversidad, que podrá ser empleada en la gestión del territorio. La principal ventaja que proporciona es el conocimiento de cualquier atributo de la diversidad en toda el área representada sin necesidad de haber muestreado todas sus unidades territoriales. La cantidad de información proporcionada por las imágenes creadas mediante esta estrategia es enorme y resultan de gran utilidad en el campo de la conservación.

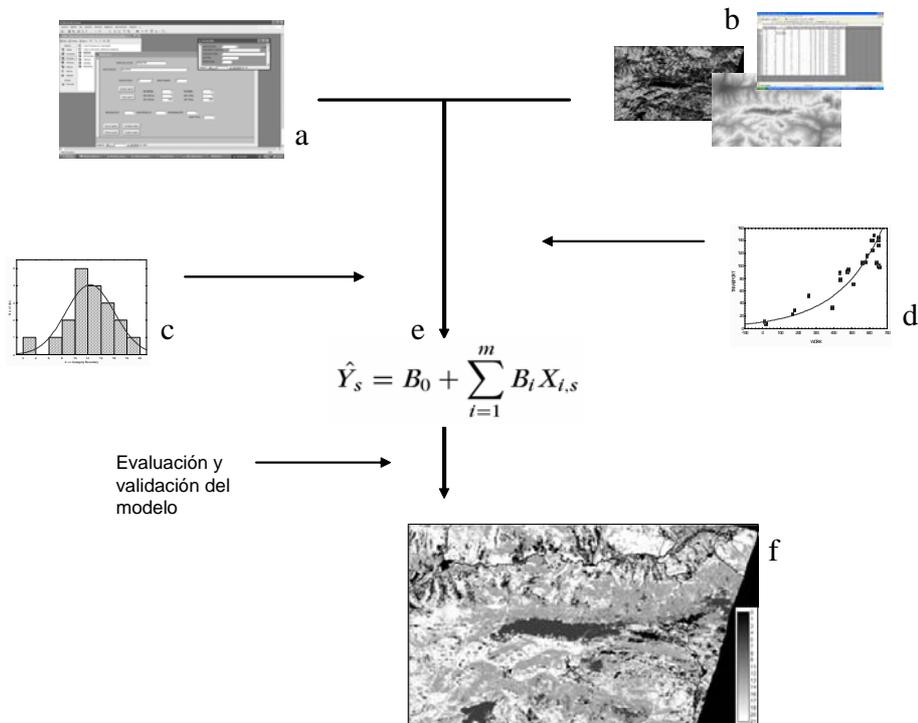


Fig. I.9. Elementos para la ejecución de un modelo predictivo. datos faunísticos(a), variables predictivas (b), distribución de la variable dependiente (c), relación entre la variable dependiente y las variables explicativas (d), formulación y calibración del modelo (e) y aplicación del modelo (f).

4. Las arañas, una herramienta eficaz para evaluar la biodiversidad

4.1. Introducción al grupo

La clase Arácnida es uno de los grupos de artrópodos más diversificado y consta actualmente de un total de once órdenes repartidos por todo el mundo, siete de ellos representados ampliamente en la Península Ibérica. Destacan, por su mayor diversidad y presencia los órdenes Araneidos, Ácaros, Opiliones y Pseudoescorpiones. Con menos representantes, pero con una marcada presencia, tenemos los Palpígrados, Escorpiones y Solífugos. El orden más diverso dentro de los arácnidos es, con diferencia, el grupo de los araneidos, siendo el séptimo orden más diversificado del reino animal y estimándose la presencia de 70000 especies en todo el mundo, y más de 2000 en la Península Ibérica. Destaca la presencia de sus representantes en todos los ambientes, únicamente requieren presas para capturar y sitios donde refugiarse. Son, a excepción de una única especie, *Argyroneta aquatica*, animales terrestres que viven en todos los estratos; epigeos, arborícolas, arbustivos, subterráneos,... Explotan casi todos los recursos energéticos del medio donde viven y son en su mayoría depredadores activos que han



desarrollado un gran número de estrategias para la captura de presas. Todas producen seda, pero no siempre es utilizada para la captura. Algunas arañas la utilizan para construir refugios, proteger la puesta o viajar a través de aire y la vegetación. La mayoría de las arañas construyen telas de captura utilizadas pasivamente para proveerse de alimento, mayoritariamente de insectos voladores, y pueden presentar una amplia modalidad de diseños. Los araneidos constituyen un grupo de notable importancia, debido tanto a su alta diversidad y enorme presencia como a sus características biológicas, que confieren a este grupo un papel relevante dentro de todos los ecosistemas. Son animales carnívoros que se alimentan de las presas que cazan (depredadores activos), y han adoptado una gran diversidad de estrategias con esta finalidad. Sus presas son principalmente otros grupos de artrópodos, y esta es una de las razones de su importancia, ya que juegan un papel regulador sobre las poblaciones de las que se alimentan. También constituyen un grupo importante como presa de otros grupos, incluidos vertebrados (micromamíferos, aves y reptiles).

4.2. ¿Por qué son útiles en estudios de biodiversidad?

Los artrópodos representan una parte sustancial de toda la biodiversidad terrestre y su respuesta a alteraciones del medio es altamente significativa (Basset et al. 2004). Las características ecológicas y la alta representatividad en todos los ecosistemas de algunos de sus representantes les otorgan una gran potencialidad como herramienta para estudios de conservación, como bioindicadores, para monitoreo ambiental y para valorar la calidad del hábitat (Speight 1986, Siepel 1989). Considerando las condiciones enunciadas por Pearson & Cassola (1992) que debe cumplir un grupo taxonómico para poder ser empleado como grupo indicador en estudios enfocados a gestión y conservación (ver apartado 2.2.2.1.), son muchos los representantes de los artrópodos que podrían cumplir con dicha función. Diversos trabajos sugieren a los artrópodos como buenos indicadores, incluso Pearson & Cassola (1992) utilizan un grupo de *Cicindelidae* (*Coleoptera*) para ejemplificar los requisitos de un buen grupo indicador. Posteriores trabajos citan la importancia de los artrópodos terrestres como indicadores de la fauna del suelo, y su relevancia en trabajos de conservación (Schwab et al. 2002, Whitmore et al. 2002, Coddington et al. 1996, Scharff et al. 2003, Toti et al. 2000, Brose 2002). No obstante, aun siendo un grupo con un alto potencial para estudios de monitoreo y conservación, han sido muy poco empleados para tal fin, debido principalmente a tres razones que dificultan su estudio (Basset et al. 2004):

- la alta diversidad en las comunidades terrestres.
- la alta diversidad y complejidad de los hábitats terrestres implica problemas logísticos en el muestreo.
- los problemas taxonómicos que dificultan la identificación de los individuos.

Debido a este último argumento, no es sorprendente que muchos de los trabajos realizados con artrópodos terrestres sobre perturbaciones ambientales, antropogénicas o no, estén restringidas al nivel de familia o gremios alimentarios específicos (Basset et al. 2004).

A estas razones podemos incluir la utilización, en muchos estudios, de criterios erróneos para seleccionar especies indicadoras, donde estas especies son elegidas por familiaridad del investigador con el grupo o por su carisma (Landers et al. 1988, Halfpeter et al. 2001, Pearson & Cassola 1992, Pearson 1994, Noss 1990).

Un requisito imprescindible para ser un buen grupo indicador es estar estrechamente relacionados con el hábitat, para reflejar los cambios que puedan sucederse en él. La influencia del hábitat sobre las especies es debida tanto al microclima como a la forma física del entorno, relación que puede aplicarse especialmente a grupos depredadores (Duffey 1966) que requieren una arquitectura del medio adecuada a su estrategia de caza. Y los depredadores más abundantes, dentro del extenso grupo de los artrópodos, en los sistemas terrestres, son las arañas.

Las arañas constituyen a priori un grupo ideal para estudios de conservación y muestran un gran potencial como especies indicadoras de la diversidad en comunidades terrestres (Churchill 1997, Coddington et al. 1996). Son un grupo megadiverso, extremadamente común en los ecosistemas terrestres y poseen una gran importancia ecológica (Uetz 1991). Son depredadores y producen un impacto significativo sobre otros grupos de artrópodos, actuando como reguladores en ecosistemas terrestres (Hairston et al. 1960). Al ser depredadores generalistas, las arañas interactúan con ellas mismas y con otros artrópodos depredadores, pudiendo producir una variedad de efectos directos e indirectos sobre otros artrópodos de la comunidad (Fagan & Hurd 1991). Por otro lado, la taxonomía del grupo es bien conocida, es fácil la identificación a nivel específico y permite el uso de morfoespecies. A su vez las arañas presentan una elevada sensibilidad a factores ambientales, que afectan especialmente a la composición de sus comunidades, y es evidente que la fisonomía o la estructura física del hábitat tiene una gran influencia sobre la preferencia de hábitat de las especies y la composición de las comunidades de arañas (Uetz 1991). La importancia económica de las arañas podría residir en la actividad depredadora, en su función como controladores biológicos de plagas en agroecosistemas (Marc et al. 1999, Andow 1991, Riechert & Bishop 1990).

Uno de los aspectos que otorga tanta importancia a este grupo en estudios de conservación radica en la respuesta de sus comunidades a los cambios del medio (Cattin et al. 2003, Weather et al. 2000), ya sean antropogénicos o no, y son numerosos los trabajos que lo manifiestan. Ya en 1948, Lowrie demostró que la variación de la distribución de especies de arañas a lo largo de una sucesión ecológica se corresponde con la sucesión de especies vegetales, estudio que también realizaron Bultman & Uetz (1982) y Hurd & Fagan (1992). En el primer trabajo se examinó la composición de especies, la diversidad y la estructura gremial de las arañas marchadoras en diferentes comunidades de un gradiente de sucesión, hallando diferencias significativas en todos los factores. En el segundo caso se examinó, también en arañas marchadoras, la diversidad de especies, la riqueza y la equitatividad, encontrando una dicotomía altamente significativa entre comunidades de bosque y herbáceas. Esta misma dicotomía fue analizada



por Rusell-Smith (1981) en la composición faunística a nivel de familias (proporción de especies por familias), obteniendo los mismos resultados. Duffey en 1962 y en 1966 investiga la influencia de la estructura de la vegetación y el microclima sobre la composición de la fauna araneológica, observando que variaciones en la fisionomía de la cobertura vegetal quedaban reflejadas en cambios significativos de las especies dominantes y en la densidad de sus poblaciones.

La estructura del hábitat ejerce una gran influencia en la distribución y abundancia de arañas, pero no está clara la contribución relativa de la composición de especies vegetales y la estructura de la vegetación sobre los parámetros de las poblaciones de arañas (Uetz 1991, Wise 1993). Los arácnidos son exclusivamente depredadores, pero la gran variedad de estrategias de caza de las diferentes especies indican unos requerimientos estructurales diferentes. La construcción de las telas requiere puntos de anclaje a diferentes alturas, mientras que las especies diurnas, que utilizan la vista para capturar a las presas, podrían estar asociadas a manchas de vegetación baja. No obstante, la dependencia de las arañas a la composición de especies de plantas podría también responder la especificidad planta-huésped del mayor número de sus presas (Waloff 1980).

En 1954 Elton & Millar propusieron un método de clasificación del hábitat basado en características estructurales, donde incluyeron todos los aspectos del ambiente que consideraban importantes para la vida animal. La clasificación, que incluye los sistemas terrestres, acuáticos, acuático-terrestres, de transición y marítimos, divide los terrestres en:

Open-ground type: incluye toda la vegetación, piedras y objetos con una altura inferior a 15 cm.

Field type: toda la vegetación, herbácea y arbolada, por debajo de los 1,8 m de altura.

Scrub type: arbustos y pequeños árboles que no excedan los 4,5 m de altura.

Woodland type: árboles que exceden los 4,5 m de altura.

Los autores describen los problemas asociados al estudio de las comunidades animales y resaltan la gran complejidad de los ecosistemas.

En las arañas, la estructura física del hábitat tiene una profunda influencia sobre el forrajeo y, consecuentemente, sobre la estructura de sus comunidades. Esta evidencia es muy clara en las arañas que hacen tela, porque debido a las necesidades arquitectónicas que implica el anclaje y la construcción de la tela, están muy influenciadas por la estructura del hábitat. Jennings & Dimond (1988) compararon la fauna araneológica del follaje de diferentes especies de coníferas, encontrando variación temporal y espacial en las densidades poblacionales. A su vez, encontraron diferente composición en las estrategias de caza de las arañas del follaje de los diferentes árboles, demostrando una estrecha relación entre la estructura de la vegetación y la composición de especies de arañas. Uetz (1991) analizó nuevamente esta relación, concluyendo que la influencia de la estructura del hábitat en las arañas puede resumirse en:

-la asociación araña – comunidad vegetal se basa en la relación específica entre plantas y especies de arañas. Algunos autores sugieren que la estructura de la vegetación es la influencia primaria en la selección de microhábitat de las arañas.

-estudios de la relación entre arañas y la estructura del hábitat a nivel de especies y individuos demuestran que las arañas usan estructuras del ambiente como señal de la calidad del hábitat (bases arquitectónicas para las telas de captura, superficies de conducción de las vibraciones y estructuras para comunicación y captura de presas).

-la diversidad de las comunidades de arañas esta relacionada con la estructura del hábitat, presentando más especies y más equitatividad en hábitats con estructura más compleja. La manipulación experimental de la estructura del hábitat en la mayoría de los casos implica un incremento de la diversidad de especies, pero los mecanismos causales no están claros.

Un experimento en el que son manipulados las ramas de los árboles demostró la importancia de la estructura del hábitat sobre las comunidades y abundancia de arañas y otros artrópodos arbóreos (Halaj et al. 2000). Un trabajo anterior del mismo autor indicó que la mayor riqueza de especies de arañas se encuentra en aquellos árboles con una estructura más heterogénea (Halaj et al. 1998). Estos resultados apoyan la hipótesis de que la heterogeneidad del hábitat explica patrones de diversidad de los artrópodos en plantas (Lawton 1983). Por otro lado, Dennis et al. (2001) estudió la sensibilidad de las comunidades de arañas epigeas, opiliones y pseudoescorpiones, y los resultados de su experimento soportan la hipótesis de que la estructura de la vegetación tiene un efecto más importante sobre la composición de especies y abundancia de arácnidos que la composición botánica de especies.

Además de a la estructura de la vegetación y a las formaciones vegetales, las comunidades de arañas son sensibles a un amplio rango de factores ambientales, como el tipo de hábitat (Rushton et al. 1987), exposición al viento, humedad y temperatura (Wise 1993). Y como son depredadores de invertebrados, algunas son sensibles a la estructura y desarrollo de las comunidades de presas. Downie et al. (1995) analizaron mediante métodos multivariantes la relación entre la composición de especies de arañas y diferentes factores ambientales como la topografía local, características del suelo y estructura de la vegetación. Los resultados que obtuvieron sugieren que la densidad de la vegetación, junto con la profundidad del suelo, son los factores principales que contribuyen a la composición de arañas. Muzica (1997) sugirió que las condiciones climáticas y abióticas son los factores más críticos para determinar la preferencia de hábitat de las arañas. No obstante, la comunidad vegetal está muy relacionada con estos y es difícil separar la contribución relativa de ambos factores.

En estudios de conservación las arañas han sido empleadas para la evaluación de la perturbación antropogénica. Basset et al. (2004) utilizan diferentes artrópodos para clasificar localidades a lo largo de



un gradiente de perturbación ambiental mediante la selección de taxones indicadores. La elección de las especies indicadoras es realizada mediante análisis estadísticos, evitando de este modo el sesgo en la selección de especies indicadoras por familiaridad o facilidad para estudiarla. Otro ejemplo de las consecuencias de la actividad humana sobre las comunidades de arañas lo podemos encontrar en el trabajo realizado por Cattin et al. (2003), donde estudian el impacto del uso de la siega como una estrategia de manejo en prados sobre las comunidades de arañas. Hasta entonces la estrategia de segar se consideraba eficiente para mantener la diversidad vegetal, pero se desconocía su efecto sobre los artrópodos. Los resultados del trabajo indicaron los efectos negativos de la siega sobre las comunidades de arañas de diferentes prados, ya que las especies con menos movilidad y las especies vinculadas a la hojarasca o vegetación muerta disminuyen considerablemente. En la agricultura se considera a los arácnidos, por sus características ecológicas, como excelentes grupos para control de plagas y potenciales bioindicadores (Marc et al. 1999).

Capítulo II

Objetivos

Objetivos

- 1) Establecer un protocolo de muestreo para la obtención de datos válidos en estudios de diversidad de arañas edáficas, aplicando métodos de evaluación para comprobar la efectividad del diseño de muestreo.
- 2) Establecer un inventario de la fauna araneológica del Parque Natural del Cadí-Moixeró. Las especies citadas, a la fecha de inicio del estudio, ascendían a un total de 31, mostrando el escaso conocimiento de la fauna araneológica en este territorio.
- 3) Analizar la estructura y la composición faunística. las comunidades de arañas edáficas del Parque Natural.
- 4) Evaluar de la diversidad alfa de las comunidades de arañas edáficas del Parque Natural y establecer las áreas más y menos diversas del territorio. Evaluar la diversidad beta para establecer la diversidad global de todo el territorio.
- 5) Analizar la eficacia de los métodos de evaluación existentes para el estudio de la diversidad de arañas edáficas. Valorar su utilidad comparando los resultados obtenidos con las diferentes técnicas que miden un mismo atributo.
- 6) Establecer la utilidad de las arañas en estudios de diversidad evaluando su eficacia como caracterizadoras del hábitat.
- 7) Evaluar el uso de las arañas como sustitutos de la diversidad, analizando las especies, géneros y familias como indicadores de la riqueza de especies, y estudiando el uso de taxones superiores como posibles sustitutos de la riqueza de especies.
- 8) Establecer el grado de importancia de la escala espacial en estudios de la distribución geográfica de la diversidad y de las especies de arañas, y establecer su importancia en la elaboración de modelos predictivos de la biodiversidad.
- 9) Examinar el uso de modelos predictivos de la riqueza, abundancia y distribución de las especies de arañas edáficas del Parque Natural como método efectivo para conocer los factores que influyen en la distribución de la diversidad de las arañas, y su utilidad en la elaboración de planes de gestión del territorio.



Capítulo III

Zona de Estudio

1. Zona de estudio

1.1. Los Pirineos

Los Pirineos constituyen un sistema montañoso situado en el suroeste de Europa que se extiende entre el golfo de Vizcaya, en el mar Cantábrico, y el golfo de Rosas, en el mar Mediterráneo, marcando el límite entre la Península Ibérica y el continente europeo. Con la excepción del área ocupada por el principado de Andorra, la frontera entre Francia y España recorre el vértice de esta cadena montañosa. La cordillera, cuyas dos terceras partes aproximadamente se encuentran en territorio español, se extiende de oeste a este, a partir de los montes Vascos, por las provincias de Navarra (Pirineo navarro), Huesca y Zaragoza (Pirineo aragonés), y Lleida, Barcelona y Girona (Pirineo catalán). Los Pirineos constituyen un sistema montañoso disimétrico de unos 435 km de longitud, cubren una superficie de 55.374 km² y su vertiente septentrional se eleva sobre la cuenca de Aquitania, mientras que la meridional descende hacia la depresión del Ebro. En el sector central se alcanzan los 129 km, su máxima anchura. La cadena regular y continua que forman los Pirineos puede dividirse en tres secciones: occidental, central y oriental. La zona occidental, desde el golfo de Vizcaya hasta el paso de Somport (1.640 m), se une a la cordillera Cantábrica que se extiende por el norte de España, y constituye la parte menos elevada de la cadena, con altitudes comprendidas entre los 915 y los 1.220 metros. Los Pirineos centrales se extienden hasta el Col de la Perche y albergan los picos y macizos más elevados del sistema, como el pico del Aneto (3.404 m), la cumbre más elevada de la cadena, Posets o Llardana (3.371 m), el monte Perdido (3.355 m), el pico Perdiguero (3.321 m) o la Maladeta (3.308 m). Por otro lado, las cumbres de los Pirineos orientales, sector que se prolonga hasta orillas del Mediterráneo, se alzan entre los 2.135 y los 2.745 m de altitud, destacando los picos del Canigó (2785 m), el Puigmal (2910 m) y el Carlit (1921 m).

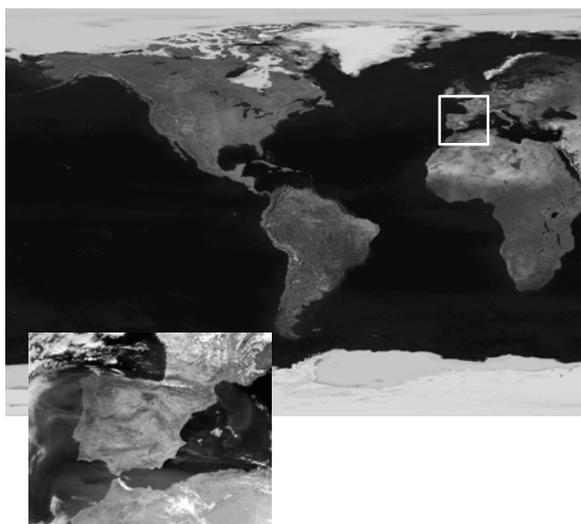


Fig. III.1. Localización de la zona de estudio.
Fotografía correspondiente a la vertiente norte
de la Sierra del Cadí.



1.1.1. Estructura y formación geológica

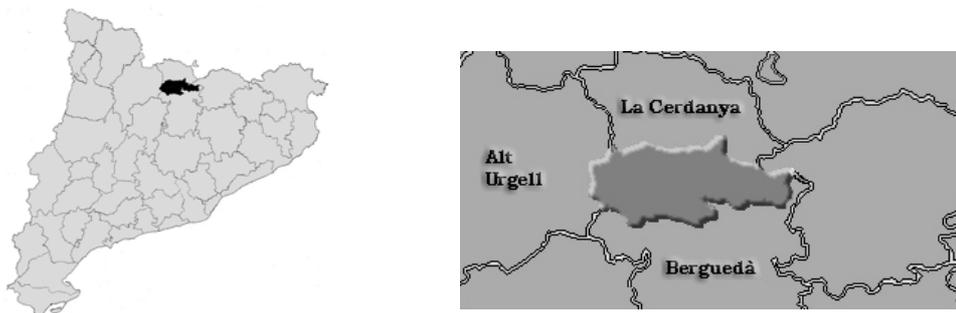
Desde un punto de vista geológico, la mitad oriental de los Pirineos está compuesta en su mayor parte por granito y gneis, mientras que en la mitad occidental predomina la piedra caliza en la parte inferior de las vertientes y el granito en las cimas. Esta cadena sufrió reajustes postorogénicos y los periodos fríos del cuaternario modelaron su relieve (crestas agudas, lagunas y valles glaciares, circos glaciares, depósitos morrénicos), lo que dio lugar a una fisonomía típica de paisaje alpino. Los Pirineos, un sistema montañoso más antiguo que el de los Alpes, se formaron principalmente durante las eras paleozoica y mesozoica, si bien su elevación se produjo durante la orogenia alpina del terciario. Los Pirineos axiales (o zona axial) están afectados por la orogenia herciniana y presentan mayoritariamente terrenos paleozoicos (granitos, gneis, pizarras,...). A ambos lados de la zona axial afloran los terrenos mesozoicos y terciarios, predominantemente calcáreos, que fueron plegados durante la orogenia alpina. Las rocas representadas en los pirineos se pueden agrupar en tres conjuntos:

- Zócalo: formada por terrenos paleozoicos afectados por la orogenia herciniana.
- Cobertura: formada por terrenos mesozoicos y terciarios afectados por las estructuras del plegamiento alpino.
- Terrenos postorogénicos: comprenden mayoritariamente los materiales del neógeno y del cuaternario.

A finales de la era paleozoica la cordillera herciniana ocupaba la mayor parte de la extensión y tenía una mayor entidad que la cordillera pirenaica. Esta cordillera quedó prácticamente suprimida por los procesos erosivos en los tiempos triásicos. De la cordillera herciniana solo quedan testimonios en las rocas deformadas y en las rocas ígneas paleozoicas que afloran en los pirineos. Posteriormente, durante casi toda la época terciaria, y como consecuencia de los movimientos relativos de acercamiento entre las placas euroasiática y africana, en el área mediterránea se desarrollan un seguido de cordilleras que constituyen los relieves actuales más importantes: las Béticas, los Alpes, los Carpatos, los Pirineos, el Atlas y el Cáucaso. Por lo tanto, los Pirineos son un claro ejemplo de cordillera de colisión correspondiente al orogén que se desarrolló a lo largo de la zona de contacto entre las placas ibérica y euroasiática. La formación de la cordillera pirenaica está estrechamente ligada a la cinemática de la placa ibérica, que depende en gran medida del movimiento de las grandes placas vecinas, las placas africana y euroasiática.

1.2. El Parque Natural del Cadí-Moixeró

El Parque Natural del Cadí-Moixeró, con una superficie de 41.342 hectáreas, es el Parque Natural más grande de Catalunya y está incluido en tres comarcas: Alt Urgell, Berguedà y La Cerdanya. El territorio que actualmente comprende se sitúa en el Pirineo catalán, dentro del denominado prepirineo.



Se trata de un parque de montaña situado entre los 800 m, en el fondo de los valles, y los 2648 m del Puig de la Canal Baridana, con un gran interés por su diversidad geológica, su vegetación y su fauna. De naturaleza calcárea en la mayor parte de su territorio, comprende el conjunto orográfico prepirenaico integrado por las sierras del Cadí y del Moixeró, el macizo del Pedraforca y buena parte de la Tossa d'Alp y el Puigllançada.

Las dos grandes sierras del Cadí y Moixeró, unidas por el cuello de Tancalaporta, forman una impresionante barrera montañosa, alargada de poniente a levante en una extensión de unos 30 km, en la divisoria de aguas del Segre (La Cerdanya y Alt Urgell) y del Llobregat (Berguedà). Sus vertientes, especialmente las del norte, forman escarpadas cimas, con paredes prácticamente verticales y valles profundamente encajados. La Tossa y el Puigllançada forman unidades más diferenciadas. El Pedraforca tiene una orografía muy abrupta y peculiar, con dos picos, el Pallegó Superior (2497 m) y el Pallegó Inferior (2400 m). La muralla norte se desploma verticalmente entre 600 y 800 m sobre el valle del Gresolet, donde se encuentra una de las zonas boscosas más interesantes de todo el parque, ya que por su microclima particularmente húmedo se encuentra cubierta en buena parte por bosques de abeto y haya, aún bien conservados.

La necesidad de proteger el área de la sierra del Cadí figuraba ya en las previsiones de planificación regional que hizo, en 1932, la Generalitat de Catalunya de la época republicana. Pero el Parque Natural del Cadí-Moixeró no fue creado hasta cincuenta años después mediante el Decreto 353/83 del 15 de julio de 1983 de la Generalitat de Catalunya a instancias del Parlament de Catalunya. En 1963 se incluyó en el Plan provincial de Barcelona como espacio natural, y en el 1966 se promulgó la ley que establecía la Reserva Nacional de Caza del Cadí, la cual abarca actualmente, además de la zona que es Parque Natural, las sierras del Verd y Port del Comte. Esta ley es aun vigente y ordena los recursos de la fauna de manera que su aprovechamiento cinegético pueda representar una fuente de ingresos para las poblaciones que se encuentran dentro de sus límites. Finalmente, por la ley 6/1982 de la Generalitat de Catalunya, del 6 de mayo, el macizo del Pedraforca fue declarado Parque Natural de Interés Nacional, incluyendo, además de la montaña del Pedraforca, el valle del Gresolet. Esta ley permitió regular las extracciones a cielo abierto que se realizaban en los yacimientos de lignito situados en las inmediaciones



del Parque Natural. Fue declarado Zona de especial protección para las aves (ZEPA) por la Unión Europea, y recientemente se ha propuesto su ingreso en la Red Natura 2000 Europea, ya que es el espacio protegido catalán con mayor número de hábitats y especies de flora y fauna de interés europeo de acuerdo con la Directiva de Hábitats de la Unión Europea.

1.2.1. Características climáticas del Parque Natural del Cadí-Moixeró

1.2.1.1. Topografía

Uno de los elementos fisiográficos más importante del Parque Natural, que determina muchas de sus características, es la Sierra del Cadí. Con una altura máxima de 2648 m del Cim de Vulturó, tiene una cresta de 13 km de longitud que se mantiene por encima de los 2500 m de altitud. Una alineación estricta, en dirección este-oeste, y una disimetría muy marcada entre la vertiente septentrional y meridional hace que aparezca como una gran muralla, escarpada al norte y relativamente suave al sur. La vertiente norte presenta valles muy encajados, abruptos y ramificados que caen sobre el río Segre. Por el contrario, la vertiente sur desciende suavemente y los valles que forma tienden a orientarse de este a oeste como consecuencia de la presencia de otros macizos enfrentados al Cadí.

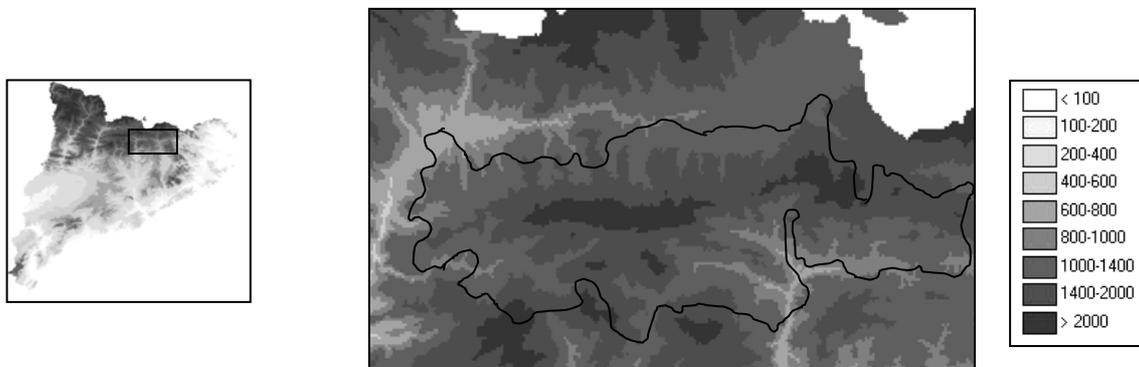


Fig. III.2. Zonación por intervalos de altitud del Parque Natural del Cadí-Moixeró.

1.2.1.2. Hidrografía

Dos importantes cuencas drenan las tres principales sierras del Parque Natural (Cadí-Pedraforca-Moixeró). Al norte la cuenca hidrográfica del Segre, y al sur la cuenca alta del Llobregat. Los numerosos torrentes que descienden los valles de la vertiente norte del Cadí van a parar al Segre. Estos torrentes, de caudal variable durante el año, pero nunca secos, permiten el desarrollo de bosques de ribera, inexistentes en el resto del territorio. Los dos principales cauces que transcurren por la vertiente sur del Cadí y por el Pedraforca (torrente de Bastareny y río Saldes) son afluentes del Llobregat.

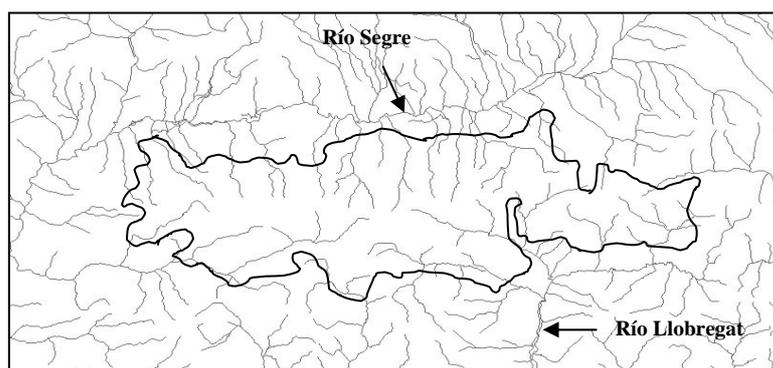


Fig. III.3. Mapa hidrográfico del Parque Natural del Cadí-Moixeró.

1.2.1.3. Sustrato

En toda el área del Parque, en plena zona prepirenaica, predominan los sustratos carbonatados. La vertiente meridional de la Sierra del Cadí y el Macizo del Pedraforca están formados fundamentalmente por lutitas y calcáreas, relativamente modernas, del Cretácico, Paleoceno y Eoceno. Estos materiales, deformados por la orogénesis alpina y modelados por la erosión, han originado relieves muy escarpados con abundantes canchales. En el sector norte-occidental de la Sierra del Cadí hay afloramientos relativamente extensos de pizarra del Cambro-Ordoviciano, que también aparece esporádicamente en el sector oriental. En el sector norte-oriental del Cadí las calcáreas del Devoniano cubren una gran parte del territorio. A finales del período carbonífero, después de las fases más intensas del plegamiento Herciniano, hubo un periodo extensivo que originó una serie de fallas de dirección, responsables de la formación de cuencas intramontañosas y de la aparición de vulcanismo, primero calcoalcalino y más tarde alcalino. A esta época pertenecen las rocas volcánicas (riolitas y dacitas) que aparecen en la vertiente norte del Cadí. Se trata de un sustrato muy especial para la vegetación, a causa de los suelos ácidos a los que da lugar. La diversidad de sustratos de la vertiente norte del Cadí, sumada a un notable desnivel altitudinal, contribuye a dar una gran variedad a la vegetación. Las franjas de vegetación potencial condicionadas por la altitud están rotas por los cambios de sustrato, dando como resultado un mosaico de comunidades más o menos complejo.

A consecuencia de la predominancia de sustratos calcáreos en todo el territorio, la mayor parte de los suelos son carbonatados. Los suelos ácidos se limitan a las zonas, en conjunto poco extensas, donde afloran terrenos silíceos, y a las clapas descarbonatadas que aparecen en algunos sitios calcáreos del estrato alpino. El banal de rocas volcánicas que resiguen la vertiente septentrional del Cadí permite el desarrollo de comunidades acidófilas, como son los bosques de pino negro (*Pinus uncinata*) con rododendro (*Rhododendron ferrugineum*) y el pinar musgoso de pino silvestre (*Pinus sylvestris*). Otros sustratos que dan lugar a suelos ácidos son las margas y pizarras de la parte norte-oriental, donde se localizan las únicas manchas de bosque xerófilo de pino negro (*Pinus uncinata*), y las pizarras de la zona



norte-occidental, sobre las que se forman diversas comunidades acidófilas, como los carrascales (*Quercus coccifera*) y los pinares de pino negral (*Pinus nigra subs. salzmanni*). En las zonas culminantes de los diferentes macizos, son generales los suelos del tipo de la rendzina. En las zonas erosionadas, en las lomas pedregosas y en general en las zonas culminantes, predominan los litosuelos, donde la naturaleza de la roca madre es muy visible. En el estadio subalpino la descalcificación es más difícil, pero puede percibirse por la presencia de algunas especies acidófilas dentro de las comunidades forestales propias de sustratos carbonatados o la desaparición total de plantas calcícolas en determinadas clapas forestales desarrolladas sobre calcáreas u otras rocas calcíneas. En el estrato montano y submontano, los suelos que se desarrollan evidencian más directamente la composición de la roca madre.

1.2.1.4. Climatología

Las sierras prepirenaicas que componen el Parque Natural del Cadí-Moixeró están inmersas dentro de la zona mediterránea. No obstante, la amplitud altitudinal del territorio (de 680 a 2648 m) permite la existencia de diferentes tipos de clima, más parecidos a los de Europa central que a los de la cuenca mediterránea. De hecho, el ambiente típicamente mediterráneo afecta únicamente a algunas solanas de las zonas bajas. Para determinar el carácter del clima se ha de tener en cuenta la desviación que experimentan las temperaturas y precipitaciones por efecto de la altitud y la exposición de las sierras a las masas de aire húmedo procedente del mar. La distancia en línea recta de la cima del Cadí al mar es de tan solo 100 km, lo que hace que las tormentas de levante, perturbaciones típicas del sector occidental de la cuenca mediterránea, lleguen bastante activas, todo y la existencia de diversas sierras costeras.

Para poder conocer el clima no modificado por las condiciones de relieve se dispone de datos obtenidos por diversos observatorios meteorológicos. No obstante estos se sitúan mayoritariamente en las partes bajas, y esta falta de datos directos dificulta el conocimiento de los factores climáticos generales. Esta carencia de datos hace más difícil aun la detección de las variaciones locales del clima que puedan darse. De todos modos, ha de tenerse en cuenta que el microclima en zonas de montaña tiene una importancia relativa para la vegetación, a causa de la gran influencia del relieve sobre los factores climáticos. La exposición de las vertientes, las formas de la erosión, la orientación de las cuencas,... alteran los valores normales de la temperatura, la circulación local de las masas de aire, la distribución y duración de la nieve, la circulación del agua, la humedad relativa del aire, etc.... Aunque no se dispone de datos climáticos concretos, la existencia de un gran número de microclimas particulares se hace evidente por la particular distribución que muestran tanto las plantas como las comunidades vegetales. La observación de los diagramas ombrotérmicos (Fig. III.4.) elaborados para las estaciones meteorológicas disponibles en el territorio permiten constatar que en ninguna de ellas hay un periodo árido, aunque se insinúa un periodo subárido en el mes de julio en las zonas más bajas. En las estaciones situadas a más altitud, por ej. La Molina, la situación es muy diferente y se observa un dilatado periodo prehúmedo del cual solo se excluyen los meses de invierno. De acuerdo con los datos observados, se puede considerar que las zonas

situadas a más baja altitud presentan un clima húmedo y templado, sin ningún mes estival (temperatura por encima de los 20°C). En algunos sitios, especialmente en los sectores occidental y meridional, se pueden presentar cortos periodos subáridos, que tienden a desaparecer hacia el sector oriental y también al ascender en altitud. Los sectores occidental y septentrional son subcontinentales, mientras que las zonas oriental y meridional son suboceánicas a causa de una influencia marítima más acusada.

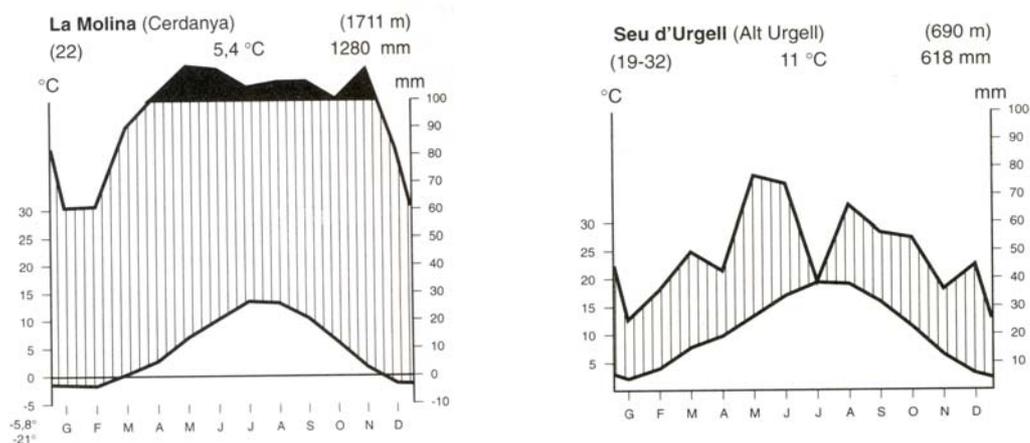


Fig. III.4. Diagramas ombrotérmicos de dos zonas del Parque Natural del Cadí-Moixeró. Figuras extraídas de Carrillo & Vigo 1997.

El clima general corresponde, según Gaussen, al mediterráneo, caracterizado por la falta de meses glaciares (temperatura media mensual inferior a 0°C) y de meses áridos (precipitación media mensual inferior a 2 mm) (Carrillo & Vigo 1997). A mayor altitud el clima se hace más frío y a partir de los 1500 m de altitud empiezan a aparecer meses glaciares y el clima se convierte a subalpino. Al ganar altitud también aumentan las precipitaciones de manera generalizada, y esto hace que la mayor parte del año haya condiciones prehúmedas (precipitaciones mensuales mayores de 10 mm). Durante los meses invernales las precipitaciones suelen caer en forma de nieve. A más altitud se sitúa el clima alpino, donde se observa un aumento de la innivación y un acortamiento del período vegetativo (período con temperaturas lo suficientemente altas para que se de un balance fotosintético positivo). Este tipo de clima, donde la vegetación queda reducida a matorrales de poca altitud o a prados rasos, es poco conocido en todos los Pirineos, debido a la falta de estaciones meteorológicas de alta montaña (Carrillo E. & Vigo J. 1997).

1.2.1.5. Temperatura

Prácticamente todo el territorio del Parque Natural se sitúa por encima de los 1000 m de altitud, y a esta altura, según los datos de que se dispone, la media anual de la temperatura es igual a 10,5°C o más baja. Hay meses glaciares (temperatura media mensual inferior a 0°C) a partir de los 1500 m. El observatorio más alto del que se dispone de datos, a 1711 m, presenta tres meses glaciares y una



temperatura media anual de 5,4°C. El análisis de la amplitud térmica anual de las diferentes estaciones meteorológicas da una idea del grado de continentalidad del clima. La continentalidad puede expresarse mediante el índice climático de Gorczynski (Gorczynski 1920) que tiene en cuenta la latitud y la amplitud térmica. El cálculo de estos índices da unos valores altos de continentalidad para la mayoría de estaciones (Carrillo & Vigo 1997).

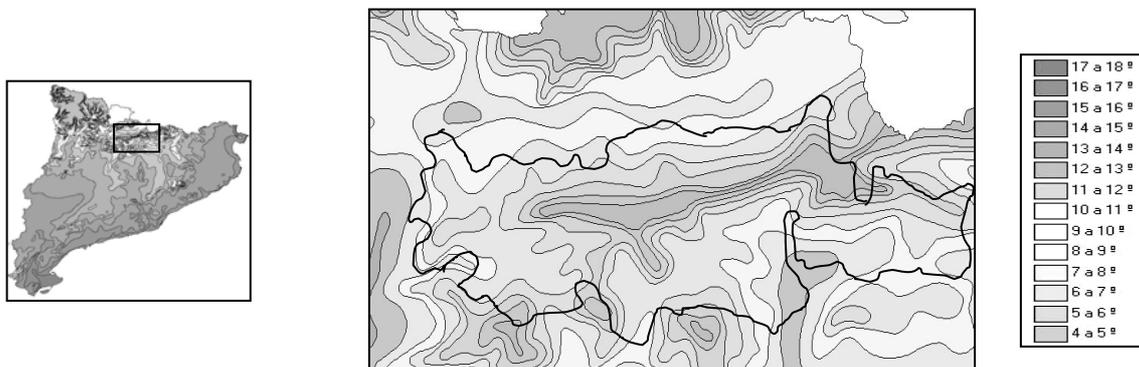


Fig. III.5. Mapa de temperatura media anual. En la zona del parque oscila entre los 11 y los 4 °C.

1.2.1.6. Precipitación

Las precipitaciones mínimas de todo el territorio se registran en la Seu d'Urgell, la capital de la comarca del Alt Urgell, con un valor de 618 mm anuales. En la comarca de La Cerdanya las precipitaciones son mucho más elevadas, y aumentan claramente con la altitud. La Molina, situada en la región norte-oriental del Cadí a 1711 m de altitud, recibe una media anual de 1280 mm. La distribución estacional de las precipitaciones es típica de ambientes continentales: los valores más altos de precipitación coinciden con la época más cálida y los mínimos son siempre invernales. En la cuenca del río Llobregat las precipitaciones son más abundantes y la influencia marítima del mediterráneo es más patente. Aunque los máximos en esta zona siguen siendo estivales, las lluvias en otoño son muy abundantes. La valoración de la continentalidad hídrica mediante los índices de Angot y de Gams da valores relativamente altos para todas las estaciones meteorológicas (Carrillo & Vigo 1997).

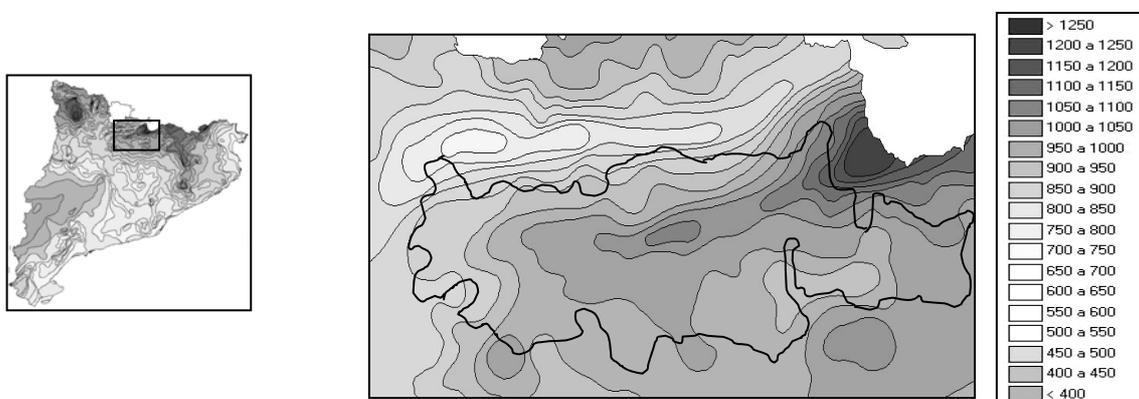


Fig. III.6. Mapa de precipitación media anual. En la zona del Parque Natural oscila entre los 500 y > de 1250 mm.

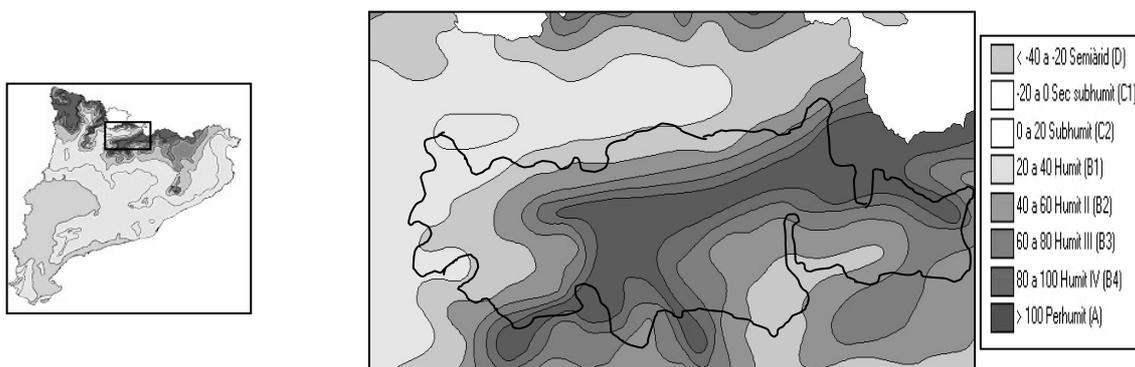


Fig.III.7. Representación del tipo de clima en función del índice hídrico anual. Índice definido por Thornthwaite (1948) que contiene 9 tipos de clima o regiones hídricas, 7 de las cuales se encuentran representadas en el Parque Natural del Cadí-Moixeró.

1.2.2. Territorios fitogeográficos del Parque Natural del Cadí-Moixeró

Desde el punto de vista fitogeográfico, la mayor parte del área del Parque Natural está situada en la región medioeuropea (o eurosiberiana). Es la región de los bosques caducifolios temperados (hayedos, robledales, fresnedas,...), de inviernos fríos y veranos relativamente largos y húmedos. No obstante, el Parque Natural se sitúa en el extremo meridional de esta región y tiene una importante influencia mediterránea, por lo que incorpora elementos de esta región, presentando una fisonomía cercana a la del bosque de esclerófila. Los hayedos y los bosques mixtos de hoja caduca son escasos, y quedan limitados a las zonas más húmedas. Como formación forestal caducifolia predominan los robledales de tipo submediterráneo dominados por *Quercus humilis* y *Quercus cerrioides*. En las zonas más bajas y cálidas hay infiltraciones de vegetación típicamente mediterránea. A partir de una cierta altitud, las condiciones climáticas se asemejan más a las de latitudes boreales y se traspa a la región biogeográfica boreoalpina. A esta región pertenecen las áreas de alta montaña, donde predominan los bosques de coníferas y los prados rasos. El paso de una región a otra está estrechamente relacionado, en zonas de montaña, a la zonación altitudinal.

1.2.2.1. Zonación altitudinal

La variación que experimentan los factores climáticos con la altura ocasiona cambios paralelos en la vegetación. Esta variación suele ser regular y gradual, pero el paso de una comunidad a otra se da de modo repentino. Son estas variaciones las que permiten reconocer los pisos de vegetación. Se ha de tener en cuenta que la complejidad del relieve de las zonas de montaña hace que las condiciones ambientales varíen según la exposición, la pendiente, la situación geográfica,...de manera que el límite entre los pisos no sigue estrictamente una cota altitudinal, sino que ascienden y descienden según las condiciones locales.



Las características de los estratos de vegetación en los Pirineos siguen el modelo de zonación altitudinal alpina. Según la propuesta de Vigo & Ninot (1987) podemos diferenciar los siguientes estratos: basal, submontano, montano, subalpino, alpino y subnival. A excepción de este último, todos los estratos se encuentran dentro de los límites del Parque Natural del Cadí-Moixeró. Cada estrato está caracterizado por unas comunidades que le son propias, establecidas bajo unas condiciones ambientales determinadas y en equilibrio con los diferentes factores bióticos que les condicionan (competencia, presión de los herbívoros, agentes polinizadores y dispersión,...). Dentro de cada estrato se encuentran también comunidades que, no relacionadas del ambiente general y condicionadas más por factores edáficos que climáticos, se instalan en lugares especiales como vegetación permanente. Este es el caso de la vegetación de las turberas, de las fuentes y riachuelos, de las tarteras, etc. Y también el de algunas comunidades que aparecen como secundarias pero que pueden tener un carácter permanente donde las condiciones no son adecuadas para una vegetación más madura.

Los pisos bioclimáticos que se localizan dentro del Parque Natural se caracterizan por la siguiente vegetación:

-Piso basal: Representado únicamente por pequeñas incursiones de vegetación mediterránea en las zonas de baja altitud (carrascales, comunidades de *Aphyllantes monspeliensis*, ...) Los carrascales de *Quercus rotundifolia* con sotobosque de boj (*Buxus sempervirens*) ascienden por las solanas de la vertiente sur del Cadí, y pueden llegar hasta los 1400m. Pocas veces estos bosques presentan un buen estadio de madurez. Todos los carrascales han estado poco o muy explotados por el hombre, que se ha beneficiado del carbón y la leña. Por eso estos bosques suelen ser bosques de rebrote, donde el boj (*Buxus sempervirens*) y otros arbustos tienen una considerable importancia.

-Piso submontano: Corresponde al dominio de los robledales y los pinares de pino negral (*Pinus nigra*), formaciones típicas de ambientes submediterráneos, que aparecen desde las zonas más bajas (840 m) hasta los 1100 m en las umbrías y 1500 m en las solanas. Sobre sustratos carbonatados y en ambientes poco continentales, la vegetación potencial corresponde a robledal pubescente (*Quercus pubescens*) con sotobosque de boj (*Buxus sempervirens*). Muchas zonas de pastoreo creadas por el hombre en estos bosques se encuentran abandonadas actualmente y, aunque algunas son ocupadas nuevamente por el roble, la mayoría están cubiertas por pinares. El pino se dispersa mejor que el roble y el hombre lo favorece a causa de su buen rendimiento forestal. En las zonas más continentales el bosque de *Quercus pubescens* es desplazado por pinares mixtos de *Pinus nigra subsp salzmanni* y *Pinus sylvestris* en proporciones variables. La explotación forestal ha influido tanto en la estructura como en la composición florística de estos bosques y ha propiciado la aparición de pinares con sotobosque herbáceo no forestal. Como comunidades de ribera encontramos bosques de alisos (*Alnus glutinosa*) en las proximidades de ríos y torrentes de caudal más o menos regular de la vertiente norte del Cadí, y sargales (*Salix purpurea*) en la vertiente sur. Los fondos de valle con suelos húmedos y ricos pueden estar ocupados por fresnedas

(*Fraxinus excelsior*). La fertilidad de los suelos de ribera ha ocasionado que sean sustituidos, de manera general, por cultivos y prados de pastoreo.

-Piso montano: Poblado por bosques de caducifolios o de aciculifolios, según el carácter oceánico o continental del territorio. En las zonas de influencia marítima dominan los hayedos (*Fagus sylvatica*) y en las de influencia continental, los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris*). Los abetales (*Abies alba*), por su carácter montano, tienen en este piso y en la parte baja del subalpino su máximo desarrollo. Compiten con la haya (*Fagus sylvatica*) en las zonas atlánticas y con el pino silvestre (*Pinus sylvestris*) en las áreas continentales. El límite inferior de este piso se sitúa entre 1000 y 1300 m en la umbría, y hacia los 1300 – 1500 m en las solanas. Los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) son los bosques naturales más característicos del piso montano en la mayor parte del territorio del Parque Natural. Estos pinares, aun y su explotación forestal, se encuentran relativamente bien conservados, solo en algunos sitios son eliminados y sustituidos por prados de pastoreo. Los hayedos (*Fagus sylvatica*) ocupan poca extensión en el territorio y están restringidos a ambientes particulares (fondos de valle, umbrías,...). A menudo se encuentran en forma de manchas dispersas y solo se encuentran en la mitad oriental del parque, siempre sobre sustrato calcáreo. En la vertiente norte del Cadí los abetales (*Abies alba*) montanos sustituyen a los hayedos (*Fagus sylvatica*). El sotobosque de estos abetales es de composición florística muy similar a la del hayedo, aunque nunca tan denso, y se compone de boj (*Buxus sempervirens*) como especie dominante.

-Piso subalpino: Ocupado por los bosques de pino negro (*Pinus uncinata*), que presentan afinidades florísticas con la taiga boreal. Se extienden a partir de los 1400 hasta los 1800 m en las umbrías, y de los 1500 a los 2000 m en las solanas, donde se sitúa el límite natural del bosque. La conservación de estas masas forestales es relativamente buena en las umbrías, donde el bosque ocupa aproximadamente el 85% de su territorio potencial. Su destrucción es debida principalmente a las zonas de pastoreo, que se encuentran ocupando pequeñas áreas dispersas. En las solanas la situación es muy diferente, y los bosques presentan un estado de conservación precario. A menudo han perdido la estructura forestal y han quedado reducidos a pinares claros asociados a formaciones herbáceas poco caracterizadas. Un 65% de su territorio potencial está ocupado por pastos y matorrales diversos.

-Piso alpino: Zona donde el bosque no se puede llegar a desarrollar. Es el dominio de los prados rasos, relacionados con la tundra ártica, tanto por su fisiognomía como por su composición florística. De toda la zona prepirenaica, solo la sierra del Cadí presenta el estadio subalpino ocupando una superficie extensa. En la vertiente meridional el bosque finaliza hacia los 2350 m, mientras que en la vertiente septentrional lo hace a los 2250 m o más abajo. Debido a la topografía de la sierra, muy abrupta y rocosa en su vertiente norte y en la zona culminal, dominan las comunidades rupícolas y glareícolas. La vertiente meridional, más suave pero muy pedregosa, está dominada casi completamente por prado de festuca (*Festucion scopariae*).



Capítulo IV

Metodología General

1. El muestreo

1.1. Diseño y estrategia de muestreo

Un diseño de muestreo enfocado a estudios de biodiversidad debe establecerse en base al grupo taxonómico que se utilice y a los objetivos perseguidos. El primer objetivo, la obtención de un inventario araneológico del Parque Natural del Cadí-Moixeró, obligó a muestrear el máximo posible de ambientes que se localizan dentro de los límites de este territorio. Como se ha indicado en el capítulo III, apartado 1.2.1, el número de ambientes en el territorio es muy elevado, y se procuró que todos ellos quedaran representados en el muestreo.

Por motivos logísticos el muestreo se dividió en dos fases. La primera, donde se incluyeron la Sierra del Cadí, la Sierra del Moixeró y el Macizo del Pedraforca, se inició en julio del 1999 y finalizó en octubre del 2000, excluyendo los meses en que las estaciones más elevadas se encuentran cubiertas por la nieve (de noviembre a marzo). En la segunda fase, que se inició en junio del 2001 y finalizó en octubre del mismo año, se muestreó la zona este del parque.

En el siguiente mapa se representa la localización y superficie relativa de cada una de las fases del muestreo:



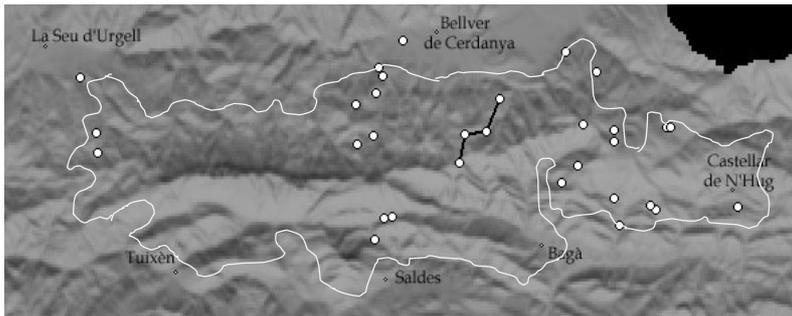
1.1.1. Rutas y estaciones

Se establecieron ocho rutas que atravesaban los hábitats de las diferentes áreas climáticas, y en cada una de ellas se instaló un número variable de estaciones. Las diferentes áreas climáticas se identificaron considerando los factores ambientales y climáticos anteriormente explicados (ver capítulo III) y para la colocación de las estaciones se consideraron además los usos del suelo y la altitud. Las rutas y estaciones fueron establecidas después de una observación preliminar del territorio. Se establecieron



ocho rutas (seis correspondientes al muestreo 1 y dos correspondientes al muestreo 2). En cada una de estas rutas se dispusieron un número variable de estaciones, una en cada hábitat diferente por el que atravesaba. Y en cada estación se instalaron trampas pitfall permanentes. A continuación se describen las rutas establecidas para todo el muestreo, y se indica su localización.

Ruta I

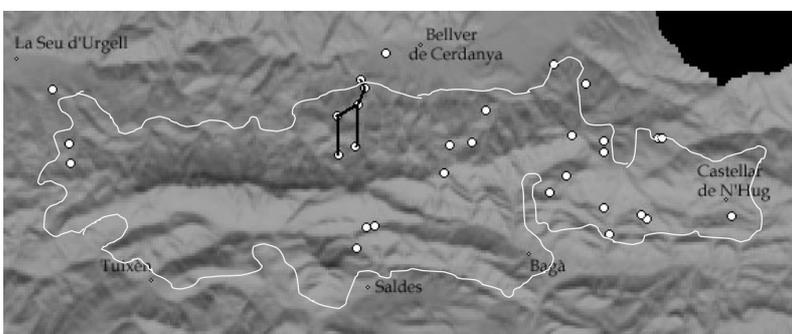


Situación: Vertiente Norte de la Sierra del Moixeró.

Recorrido: Riu de Cerdanya – Refugi Serrat de les Esposes - Coll de Pendís - Torrent de Moixeró.

En la Ruta I se colocaron un total de cuatro estaciones, quedando representados los principales hábitats por los que transcurría. La primera (**AC**) estaba situada a una altitud de 1400 m, en una zona poco extensa de prado de pastoreo. La estación se encontraba rodeada de bosque de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y contenía en su interior formaciones arbustivas de boj (*Buxus sempervirens*) y enebro común (*Juniperus communis*). La siguiente (**AB**) se situó en una zona de bosque montano mixto de abetos (*Abies alba*) y pino silvestre (*Pinus sylvestris*) a 1700 m de altitud. En esta ruta también se encontró otro tipo de formación boscosa, el pino negro (*Pinus uncinata*), que se representó en la siguiente estación (**AA**), situada a 1800 m. Por último, se instaló otra estación (**AD**) en un bosque de abetos (*Abies alba*) situado a menor altitud (1600 m) y por la que transcurre un pequeño torrente.

Ruta II

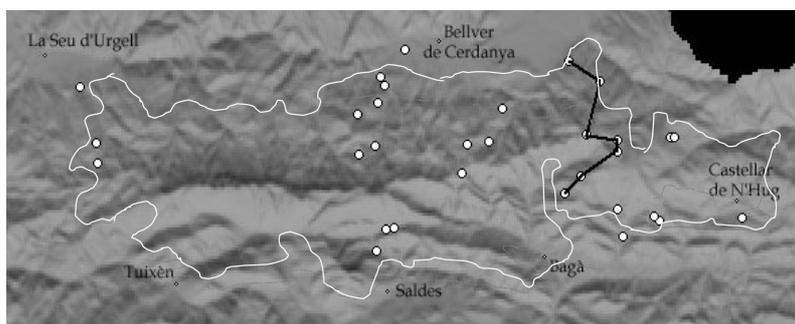


Situación: Vertiente Norte de la Sierra del Cadí.

Recorrido: Martinet – Sant Genis – Cal Sapat - Torre de Sant Romà – Cal Peraire.- Prat d'Aguiló. - Torrent del Ridolaina.

La ruta II presentaba un especial interés, porque en ella estaban representados ambientes muy distintos. Contenía lugares con una considerable altitud y zonas bajas. Se colocaron un total de seis estaciones y, debido a su baja representatividad dentro de las otras rutas, se dio especial importancia a los bosques de ribera. La primera estación (**AF**) se situó a una altitud de 1400 m, en bosque de pino silvestre (*Pinus sylvestris*). Debido al diferente tipo de sotobosque, fue implantada otra estación (**AH**) en el mismo tipo de bosque a una altitud de 1550 m, ya que por su situación geográfica era más húmedo y se encontraba cubierto de musgo. A más altitud (2037 m) se dispuso la siguiente estación (**AG**), en la que se representó un bosque de pino negro (*Pinus uncinata*). El bosque de ribera se muestreó en dos estaciones. La primera (**AE**) se situó a 1450 m de altitud, en las proximidades de un torrente, donde la formación boscosa estaba dominada por alisos (*Alnus glutinosa*) y fresnos (*Fraxinus excelsior*). El segundo bosque de ribera que se muestreó (**AJ**) estaba situado en las partes bajas de un río, a 1100m, en una estrecha franja de bosque rodeada de prados de pastoreo y donde dominaba el fresno (*Fraxinus excelsior*). Otra estación (**AI**) fue instalada a la misma altitud, en una zona más seca y alejada del río donde la vegetación estaba dominada por matorral de *Calicotome spinosa*.

Ruta III



Situación: Vertiente Norte y Sur de la Sierra del Moixeró.

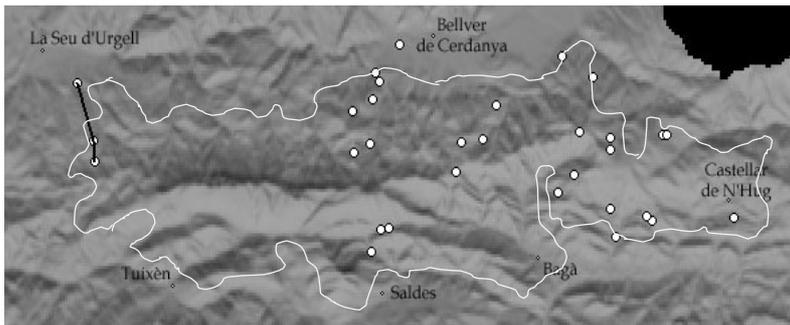
Recorrido: Alp – estación de esquí La Masella – Tossa d'Alp (Refugi del niu de l'Àliga) – Coll de Pal – Bagà.

La ruta III se iniciaba en la vertiente norte del Moixeró y atravesaba esta sierra hasta la vertiente sur pasando por la Tossa d'Alp, su pico más alto. Por esta razón la ruta III incluía un gran número de ambientes y quedó caracterizado el gradiente altitudinal del territorio. La primera estación (**AK**) se situó a 1450 m de altitud, en una zona de prado de pastoreo rodeada por bosque de pino silvestre (*Pinus sylvestris*). La siguiente estación (**AL**) se emplazó en un bosque de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) a 1700 m de altitud, con sotobosque de boj (*Buxus sempervirens*). Otra estación se instaló en un bosque de pino negro situado a 2400 m de altitud, límite altitudinal de esta formación boscosa. A partir de esta cota se emplaza el prado alpino, donde se ubicaron las dos estaciones siguientes. La primera (**AN**) se instaló a 2511 m, siendo la estación más elevada de todo el muestreo. La otra estación (**AO**) se ubicó también en prado alpino, aunque a menor altitud (2100m). Las estaciones siguientes se instalaron descendiendo por la



vertiente sur. La primera (**AP**) se situó en bosque de pino negro (*Pinus uncinata*) a 1800m, y por último se colocó una estación (**AQ**) en bosque mixto de hayas (*Fagus sylvatica*) y pino silvestre (*Pinus sylvestris*), a 1400m, en una zona muy húmeda por la que transcurre un pequeño torrente.

Ruta IV

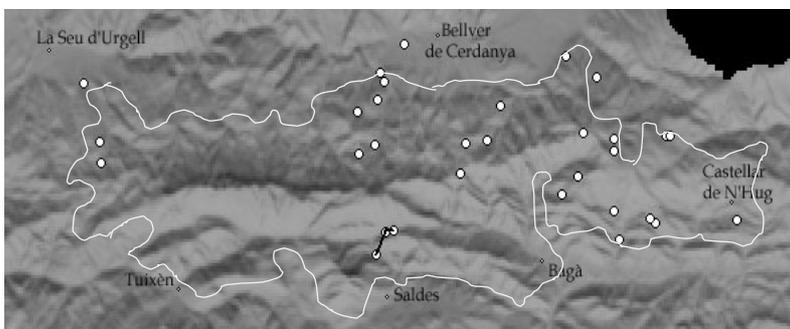


Situación: Oeste de la Sierra de Cadí.

Recorrido: La Seu d'Urgell – Cerc – El Ges – Adraén.

La ruta IV transcurría por una de las zonas más secas y cálidas del Parque Natural, y es aquí donde se encuentra el ambiente típicamente mediterráneo. La primera estación (**AY**) se instaló en un robledal pubescente submontano (*Quercus humilis*, *Quercus cerrioides*) situado a 850 m de altitud. La siguiente estación (**AS**), emplazada a 1297 m de altitud, se instaló en un pequeño prado de pastoreo. Por último se colocó una estación (**AR**) a una altitud de 1400m, donde predomina un paisaje rocoso de arcillas con carrascal montano (*Quercus rotundifolia*).

Ruta V

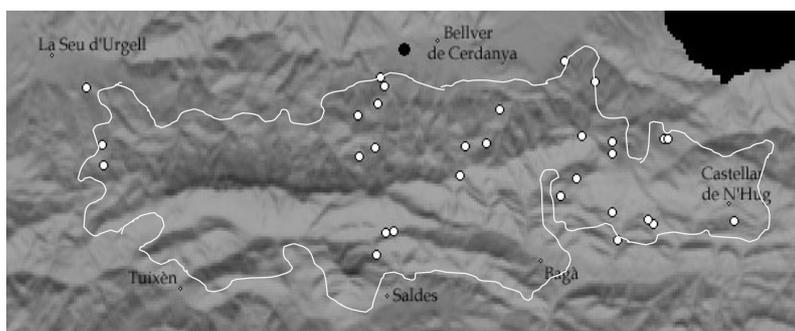


Situación: Paraje Natural de Interés Nacional del Pedraforca.

Recorrido: Bagà – Gisclareny – Coll de la Bena – Coll de la Balma – Mare de Déu de Gressolet – Saldes.

La ruta V se inició en un bosque submontano de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) a baja altitud, donde los árboles alcanzan los 30 m de altura. A continuación, y según se desciende, se localizó un extenso hayedo (*Fagus sylvatica*) que, debido a la baja representatividad de esta comunidad vegetal dentro del Parque Natural, adquirió una gran importancia en el muestreo. Al final de esta ruta predominaban el bosque submontano de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y el robledal pubescente (*Quercus humilis*, *Quercus cerrioides*). La primera estación (AU) se situó en un pinar submontano de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) con sotobosque de boj (*Buxus sempervirens*), a una altitud de 1500m. Otra estación se estableció (AV) en un hayedo (*Fagus sylvatica*), a 1400 m, en las inmediaciones de un curso intermitente de agua. Finalmente, a una altitud de 1140 m, se colocó una estación (AW) en robledal pubescente submontano, en las proximidades de un río.

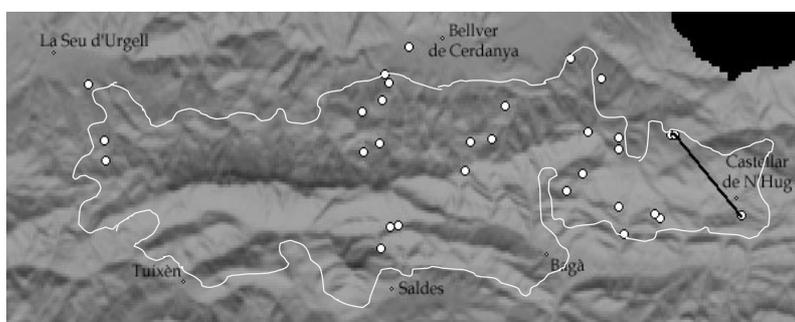
Ruta VI



Situación: Valle del río Segre (La Cerdanya). Zona de Protección Especial de la ribera del río Segre.

La ruta VI estaba representada por una única estación (AZ), en la que las trampas se distribuyeron en zonas próximas al río. Se trata de la extensión de bosque de ribera más importante del parque, está a 950 m y posee un sotobosque muy frondoso.

Ruta VII



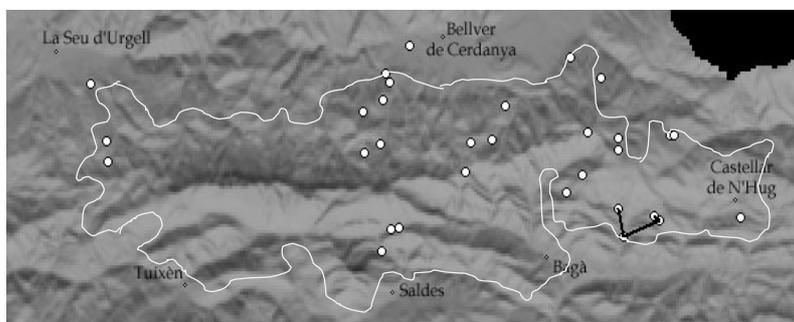
Situación: Este del Parque Natural.

Recorrido: La Pobla de l'Illet – Castellar de N'Hug – Clot del Moro – Plà d'Anyella - La Molina.



La ruta VII estaba constituida por tres estaciones, dos de las cuales se situaron a altitudes elevadas para representar las comunidades dominantes de esta zona del Parque. La primera estación (**CC**) se instaló en bosque de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) a una altitud de 1394 m, donde el sotobosque estaba principalmente compuesto por acebo (*Ilex aquifolium*) y boj (*Buxus sempervirens*). Las dos estaciones restantes, muy próximas entre ellas, se situaron a una altitud de 1900 m, aproximadamente. Una de ellas (**CA**) se colocó en un bosque de pino negro (*Pinus uncinata*) de pequeñas dimensiones que se encuentra rodeado de prado alpino, comunidad predominante en la mayor parte de esta ruta. La siguiente estación (**CB**) se dispuso en prado alpino, cercano a la mancha forestal de pino negro (*Pinus uncinata*).

Ruta VIII



Situación: Este del Parque Natural.

Recorrido: Bagà – Torrent d'en Gavarrós – La Pobla de l'Illet – Clot del Moro.

La ruta VIII recorría las zonas de menor altitud de la región este del Parque, muy influenciada por el río Llobregat, cuyo nacimiento se sitúa en las proximidades. La primera estación (**CF**) se instaló en un bosque de ribera (*Alnus glutinosa*, *Crataegus monogina*) a 975 m de altitud, muy cercana al torrente del Gresolet. Ascendiendo por los márgenes del torrente se localizó la siguiente estación (**CG**), instalada en un robledal a una altura aproximada de 1200m. Otra comunidad representada en esta ruta (**CD**) fue el hayedo (*Fagus sylvatica*), aunque únicamente se localizaba una pequeña mancha en las profundidades de un valle por el que transcurría un torrente de caudal intermitente. Por último se instaló una estación (**CE**) en un bosque mixto de pino silvestre (*Pinus sylvestris*), roble pubescente (*Quercus humilis*), hayas (*Fagus sylvatica*) y avellanos (*Corylus avellana*) a 1345 m de altitud.

Las diferentes estaciones donde se capturaron los ejemplares que conforman este estudio corresponden a los puntos de muestreo que se describen a continuación: (Tabla IV.1.)

	x UTM	y UTM	Hábitat local	Altitud	LOCALIDAD
AA	400857.7	4683572.0	<i>Pinus uncinata</i>	1798.0	Coll de pendís (TM Guardiola de Berguedà)
AB	401149.0	4685335.7	<i>Abies alba</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	1750.0	Grau de Cireres (TM Riu de Cerdanya)
AC	403513.7	4687563.7	Prado de pastoreo	1506.0	Refugi Serrat de les Esposes (TM Riu de Cerdanya)
AD	402581.3	4685508.0	<i>Abies alba</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	1560.0	Torrent de Moixerò (TM Riu de Cerdanya)
AE	395043.3	4685236.8	<i>Agnus glutinosa</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>	1449.0	Cal Paraire (TM Montellà i Martinet)
AF	395190.7	4687920.3	<i>Pinus sylvestris</i>	1400.7	Torre de Sant Romà (TM Montellà i Martinet)
AG	394013.3	4684680.8	<i>Pinus uncinata</i>	1906.0	Prat d'Aguiló (TM Montellà i Martinet)
AH	393875.0	4687203.7	<i>Pinus sylvestris</i> , <i>Pinus uncinata</i>	1639.5	TM Montellà i Martinet
AI	395403.3	4689550.3	<i>Calicotome spinosa</i>	1093.5	Torrent de Ridolaina (TM Bellver de Cerdanya)
AJ	395651.5	4689074.0	<i>Fraxinus excelsior</i>	1113.0	Torrent de Ridolaina (TM Bellver de Cerdanya)
AK	407914.3	4690591.0	Prado de pastoreo	1478.0	TM Alp
AL	409950.7	4689295.7	<i>Pinus sylvestris</i> , <i>Pinus uncinata</i>	1665.0	La Massella (TM Alp)
AN	409053.5	4685973.5	Prado alpino	2511.0	Tosa d'Alp (TM Alp)
AO	411183.0	4684944.0	Prado alpino	2123.0	Coll de Pal (TM Bagà)
AP	408743.0	4683356.3	<i>Pinus uncinata</i>	1877.5	Ruta del Trencapinyes (TM Guardiola de Berguedà)
AQ	407671.3	4682277.3	<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	1431.3	Font de la Doble Ona (TM Bagà)
AR	376598.0	4684229.3	<i>Quercus rotundifolia</i>	1318.7	Roca Carbassa (TM Fórnols)
AS	376557.3	4685436.0	Prado de pastoreo	1297.0	TM Alàs i Cerc
AY	375458.0	4688991.3	<i>Quercus humilis</i> , <i>Quercus cerrioides</i> , <i>Quercus ilex</i>	817.8	Barranc de Cerc (TM Alàs i Cerc)
AU	396282.3	4680172.7	<i>Pinus sylvestris</i>	1587.0	Coll de la Balma (TM Gisclareny)
AV	395730.3	4680074.3	<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	1441.0	Mare de Dèu del Gresolet (TM Saldes)
AW	395120.7	4678739.3	<i>Quercus humilis</i> , <i>Quercus cerrioides</i>	1121.7	Riera del Gresolet (TM Saldes)
AZ	397041.3	4691322.7	<i>Salix alba</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Alnus glutinosa</i>	1005.0	Riu Segre (TM Prullans)
CA	414681.3	4685821.7	<i>Pinus uncinata</i>	1922.0	Plà d'Anyella (TM La Molina)
CB	414911.8	4685792.3	Prado alpino	1877.5	Plà d'Anyella (TM La Molina)
CC	419433.0	4680725.0	<i>Pinus sylvestris</i>	1394.0	Can Ros (TM Castellar de N'Hug)
CD	413973.0	4680545.7	<i>Fagus sylvatica</i>	975.0	Clot del Moro (TM La Pobla de l'Illet)
CE	413586.0	4680827.7	<i>Pinus sylvestris</i> , <i>Quercus humilis</i> , <i>Fagus sylvatica</i>	1344.3	L'Erola de baix (TM La Pobla de l'Illet)
CF	411546.7	4679634.0	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Crataegus monogina</i>	973.7	Torrent de Gavarrós (TM La Pobla de l'Illet)
CG	411208.7	4681301.0	<i>Quercus pubescens</i>	1213.0	Gavarrós (TM La Pobla de l'Illet)

Tabla IV.1. Localización de las estaciones de muestreo. Las diferentes coloraciones grises de las estaciones representan las distintas rutas.

En cada estación se instaló un número determinado de trampas Pitfall, que osciló entre 4 y 6, dependiendo de la diversidad araneológica observada en un análisis preliminar realizado mediante captura directa. El número de trampas por estación que suele emplearse en estudios ecológicos para determinar la composición de la comunidad de arañas del suelo comprende un mínimo de 5 (Bonte et al. 2003). La distancia mínima entre las trampas debe ser de 4 m para evitar interferencias entre ellas (Pedrocchi-Renault 1985, Bonte et al. 2003).

1.1.2. Temporalidad

Para que el conjunto de especies capturadas se correspondiera con la diversidad existente en el Parque Natural del Cadí-Moixeró, el muestreo 1 se efectuó durante dieciséis meses seguidos. De este



modo quedaba representado todo un ciclo anual, incluyendo dos veces el periodo en que la fauna araneológica es más abundante en el territorio. Esto permitió obtener una visión global de todas las especies y de su periodo de actividad a lo largo de un ciclo anual. Los meses de invierno, cuando gran parte del Parque está cubierto por la nieve (noviembre – marzo), no fueron muestreados. El muestreo 1 se inició en junio del 1999 y finalizó en noviembre del 2000. Durante este muestreo las estaciones eran visitadas cada veintiún días (tres semanas) aproximadamente, pudiendo haber una variación de dos o tres días (Tabla IV.2.). En cada visita se recogían las trampas pitfall, guardando su contenido y volviéndolas a activar añadiendo otro recipiente con agua en saturación de sal. En cada visita a las estaciones se completaba el muestreo aplicando otros métodos de captura como la manga entomológica, la batida de la vegetación y el muestreo directo. Al mismo tiempo se recogían muestras de hojarasca para ser analizadas en el laboratorio mediante embudo Berlese.

<i>Periodo</i>	<i>Temporalidad</i>
Semana 1	del 19 al 23 de Julio 1999
Semana 2	del 2 al 6 de Agosto 1999
Semana 3	del 16 al 20 de Agosto 1999
Semana 4	del 13 al 18 de Septiembre 1999
Semana 5	del 4 al 8 de Octubre 1999
Semana 6	del 25 al 30 de Octubre 1999
Semana 7	del 14 al 18 de Marzo 2000
Semana 8	del 25 al 29 de Abril 2000
Semana 9	del 15 al 19 de Mayo 2000
Semana 10	del 5 al 9 de Junio 2000
Semana 11	del 26 al 30 de Junio 2000
Semana 12	del 17 al 21 de Julio 2000
Semana 13	del 7 al 11 de Agosto 2000
Semana 14	del 28 de Agosto al 1 de Septiembre 2000
Semana 15	del 17 al 21 de Septiembre 2000
Semana 16	del 9 al 13 de Octubre 2000

Tabla IV.2. Calendario de recogida de las trampas en las estaciones del muestreo 1.

En el muestreo 2 la recogida de las trampas se efectuó aproximadamente cada quince días, aunque en este muestreo no hubo tanta regularidad en las visitas y las variaciones entre las colectas osciló entre trece y veintiún días (Tabla IV.3.).

<i>Periodo</i>	<i>Temporalidad</i>
Semana 1	del 4 al 8 de junio 2001
Semana 2	del 18 al 22 de junio 2001
Semana 3	del 9 al 13 de julio 2001
Semana 4	del 30 de julio al 3 de agosto 2001
Semana 5	del 13 al 17 de agosto 2001
Semana 6	del 27 al 31 de agosto 2001
Semana 7	del 17 al 21 septiembre 2001
Semana 8	del 8 al 12 octubre 2001

Tabla IV.3. Calendario de visitas a las estaciones durante el muestreo 2.

1.2. Métodos para la captura de artrópodos

El reconocimiento de los artrópodos como elementos importantes en los procesos ecológicos y la trascendencia que les otorga ser el componente más numeroso y diverso de los ecosistemas terrestres, representó un incremento significativo en el número de trabajos en los que son protagonistas (Oliver and Beattie 1996, Pearson and Cassola 1992). Paralelamente, y para poder efectuar estos trabajos con una máxima eficiencia, se dio un considerable aumento de la aplicación de métodos enfocados a su captura y en muchos casos fueron testadas comparativamente las eficiencias de cada uno de ellos. Establecer la diversidad de estos grupos es el objetivo de numerosos trabajos, en los que mayoritariamente se utiliza como medida la riqueza de especies. Debido al importante papel de los artrópodos y a las relaciones que mantienen con los otros componentes del ecosistema son utilizados frecuentemente como indicadores de la biodiversidad, aunque su enorme diversidad haga inasequible el recuento de todas las especies. Es por esta razón que suele trabajarse con grupos taxonómicos o funcionales (por ej. artrópodos epigeos, arborícolas, depredadores,...), y a menudo, por la dificultad de identificación, se emplean morfoespecies. La gran variedad de modos de vida, tamaños, formas, hábitos, posiciones tróficas, ... existentes dentro de los artrópodos ha ocasionado la creación de multitud de sistemas para el recuento y localización de las especies. Ocupan todos los estratos del ecosistema, lo que multiplica el número de técnicas para su captura.

Los métodos de muestreo más empleados para la localización e identificación de artrópodos pueden dividirse en dos grandes categorías; métodos de captura basados en la instalación o activación de algún sistema de trampeo y otros métodos de diferente carácter. A su vez, los sistemas de trampeo se clasifican en trampas activas y trampas pasivas o de intercepción. Las primeras son aquellas que atraen a los individuos mediante distintos procedimientos, como por ej. luz, colores, cebos, ..., y las segundas incluyen todos aquellos métodos de captura que interceptan de manera fortuita a los artrópodos. Este último grupo de métodos, al no interferir en la actividad rutinaria de los individuos, permite tener una estima de su abundancia relativa. Algunas de las **trampas activas** de captura más utilizadas son:

-Trampas de luz: se utilizan sobretodo para la captura de artrópodos nocturnos (lepidópteros, tricópteros, coleópteros,...). Atraen a los individuos porque la alta iluminación del foco de luz, con respecto al ambiente, altera los fotorreceptores haciendo que los individuos se dirijan hacia él. Las fuentes de luz más utilizadas son las lámparas de vapores de mercurio y los tubos fluorescentes de luz ultravioleta. Un problema de todos los métodos mencionados es el deterioro que causan en los ejemplares capturados, que puede ser solventado añadiendo un potente analgésico en el recipiente receptor que inmovilice rápidamente a las presas. Una sustancia muy empleada para este fin son los vapores de cianuro, ya que el alcohol deteriora las escamas que recubren la cutícula de algunos insectos. Este tipo de trampas no pueden ser utilizadas para estudios comparativos o de abundancia relativa debido a la variación en su eficacia según la fase lunar, condiciones climatológicas del día de captura o lugar de



instalación de la trampa. No obstante, pueden resultar muy útiles para observaciones fenológicas o para estudios propiamente faunísticos.

-Trampas de cebo:

.para artrópodos edáficos: son las denominadas trampas pitfall, pero añadiendo en su interior cualquier sustancia que resulte atrayente para el grupo taxonómico que queramos capturar. Las más sencillas consisten en un recipiente hundido a ras de suelo, con un embudo y en cuyo interior se coloca la sustancia atrayente. La trampa se protege de la lluvia y de otros animales mayores con una piedra grande sostenida por otras de menor tamaño, de modo que se permita la entrada de los artrópodos (Fig. IV.1.). El cebo utilizado depende del grupo que queramos capturar, y los más usuales son excrementos para los coprófagos, carne en putrefacción para los necrófagos y disoluciones de vino, cerveza, frutos fermentados,... para dípteros y algunos coleópteros.

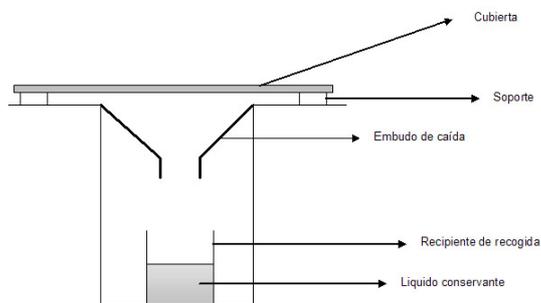


Fig. IV.1. Esquema de una trampa pitfall.

.para artrópodos voladores: son trampas destinadas principalmente a lepidópteros, dípteros y himenópteros. Estas trampas pueden sufrir diversas modificaciones según el estudio a realizar, el hábitat donde se quieran hacer las capturas y el grupo de artrópodo que se pretenda coleccionar. El modelo básico es una trampa suspendida en un árbol u otro soporte, para aislarla de la fauna del suelo, con un cebo en su interior envuelto con una malla para permitir el paso de su olor. Los artrópodos detectan el olor y vuelan hacia la trampa.

-Bandejas coloreadas: es un método para la atracción de homópteros, dípteros, himenópteros y coleópteros. También se denominan trampas de Moericke o trampas amarillas, ya que las que dan mejor resultado son precisamente las de este color. Las bandejas se colocan sobre cualquier soporte a una distancia del suelo de aproximadamente 1m, y se llenan de agua con detergente para disminuir la tensión superficial. Los artrópodos son atraídos por la superficie coloreada caen al agua, y de este modo son capturados.

-Trampas de sonido: este método consiste en la emisión de ciertos sonidos que actúan como atrayentes para mosquitos y otros grupos de insectos. Los individuos son atraídos hacia la fuente de sonido, donde son capturados.

-Trampas de apareo: estas trampas están destinadas a ciertas mariposas nocturnas. Se dispone como cebo a la hembra no apareada, que actúa como atrayente del macho mediante la secreción de feromonas. Para algunas especies, especialmente aquellas que pueden actuar como plaga, se comercializa su feromona para la lucha integrada de plagas.

Como **trampas pasivas** o de intercepción citaremos:

-Trampas de caída: son trampas pitfall que, a diferencia de las trampas activas para artrópodos del suelo, no disponen de ningún atrayente en su interior. Por el contrario se utilizan sustancias destinadas a la conservación de los ejemplares capturados, como por ejemplo agua en saturación de sal o soluciones acuosas de trisodio fosfato o etilenglicol. Este tipo de trampa es el más utilizado para la captura de fauna edáfica, que por su actividad cae en el interior.

-Trampas aéreas: uno de los métodos más simples para la captura pasiva de artrópodos voladores consiste en una red suspendida colocada en posición permanente contra el viento. La eficacia de estas trampas depende de la velocidad del viento, y son útiles para insectos de vuelo débil o cuando se colocan en enclaves donde la velocidad del viento es alta. La red debe estar poco contrastada con el ambiente para que los insectos choquen contra ella y caigan a un pequeño canal con etilenglicol, o otra sustancia conservante, situado en su base.

-Trampa de Malaise: esta trampa consiste en una tienda de campaña rectangular con paredes de malla oscura, con los lados de mayor tamaño abiertos y con un tejado que presenta uno de sus extremos más alto que el otro. En el extremo de mayor altura se dispone el recipiente recolector que puede contener algún líquido conservante o estar vacío. Está destinada a la captura de artrópodos voladores que al entrar en la tienda de campaña vuelan hacia arriba para escapar, y es entonces cuando quedan atrapados en el recipiente recolector. Los mejores resultados con esta trampa se obtienen con himenópteros y dípteros. Estas trampas son buenas para el estudio de la fenología de una determinada especie, pero no pueden utilizarse los datos obtenidos con este método para estudiar la densidad de las poblaciones, porque se desconoce el grado de atracción que tiene la instalación o la tela.

-Trampas de árbol: este método de captura consiste en 2 embudos, de aproximadamente 20 cm de diámetro, cortados en uno de sus lados para hacerlos encajar en el tronco del árbol que se quiera muestrear. Ambos se colocan cabeza arriba y se sujetan al árbol con una cuerda o alambre. En el extremo superior del embudo se coloca un recipiente con un agujero en la base y se sella la unión con silicona para que no se evapore el medio conservante de su interior. Los artrópodos que trepan por el tronco del árbol se encuentran con el embudo y ascienden por su interior hasta caer en el recipiente. El interior del embudo está cubierto de arena para facilitar la subida de los artrópodos. Este sistema de captura está



enfocado a todas aquellas especies que presentan movimientos verticales entre el suelo y los estratos arbustivos o arbóreos, y a aquellas que viven en los troncos de los árboles.

Otros métodos ampliamente utilizados para la captura de artrópodos, no basados en el trapeo:

-Manga entomológica o de barrido: este sistema de captura está destinado a todos los artrópodos voladores como lepidópteros, dípteros, himenópteros, neurópteros, mecópteros, plecópteros, odonatos, algunos coleópteros,... También pueden capturarse algunos artrópodos no voladores como serían las arañas, cuando disponen sus telas en la vegetación, y los ortópteros. Consiste en una vara al extremo de la cual está dispuesta una malla en forma de capuchón, la cual debe ser ligera, no rígida ni opaca y suficientemente resistente. La manga se pasa varias veces seguidas rozando la vegetación, cambiando de dirección en cada pasada, y los artrópodos que están posados en la vegetación o volando quedan atrapados dentro de la malla. Este método de muestreo es muy útil para capturar insectos voladores que reposan en la vegetación herbácea, para artrópodos que vuelan esporádicamente y para animales crípticos.

-Vareo de la vegetación (o paraguas entomológico): para llevar a cabo este sistema de captura se necesitan una vara y una superficie de 1 m² de tela blanca, donde caerán los artrópodos. Se emplea para la captura de especies que se encuentran en la vegetación media, arbustos o árboles. Se dispone la superficie clara debajo de la vegetación que queremos muestrear, bien estirada, y se golpea el arbusto repetidamente para hacer caer sobre la tela a los artrópodos que están en él. Cuando los artrópodos están en la tela pueden recogerse fácilmente con un aspirador bucal, un pincel húmedo o unas pinzas. Con este método de captura se pueden coleccionar arañas y diferentes órdenes de insectos como algunos coleópteros, hemípteros, homópteros, ortópteros, neurópteros, mecópteros,...

-Embudos Berlese: este método consiste en un embudo en cuyo interior se dispone una plataforma de malla con una luz adecuada al tamaño de los artrópodos que se pretenden capturar. Encima de la malla se colocan muestras de hojarasca, musgo, tierra o material orgánico del suelo, y se deja durante unos días. Con la función de agilizar el método puede colocarse una bombilla como fuente de calor y luz en la parte superior de la trampa. Durante este periodo de tiempo, la fauna existente en la muestra se desplaza hacia el interior buscando zonas más oscuras y húmedas, huyendo de la luz y el calor. Cuando atraviesa la malla cae en la parte inferior del embudo que se comunica directamente con un recipiente que contiene un medio conservante. Este método es muy apropiado para animales de pequeño tamaño que viven en la hojarasca. Normalmente se trata de muestras de suelo que se han cogido en el campo y se transportan al laboratorio para ser examinadas.

-Extracción húmeda o de flotación: este método se basa en el índice de flotación de distintos fluidos y para su realización se suele utilizar una solución salina al 25%. Se dispone en un recipiente la muestra de hojarasca, suelo, musgo,... que se desea muestrear y se añade la solución acuosa.

Posteriormente se remueve el contenido del recipiente y se deja reposar, para que los artrópodos que se encontraban en la muestra floten sobre la superficie.

-D-Vac o aspirador entomológico: este método consiste en aplicar un aspirador de alta potencia sobre la vegetación, de modo que se colecta en un recipiente toda la fauna que se encuentra en el área de aplicación. Este método no es selectivo y permite un conteo muy completo de la fauna (Kogan & Prite 1980, Green 1999).

-Catas de extracción: esta técnica consiste en la extracción, mediante diferentes mecanismos, de una porción de suelo en profundidad. El método más utilizado consiste en un tubo metálico que se entierra en el suelo y al extraerse lleva en su interior una columna de suelo. El uso de esta técnica permite detectar la fauna que habita en las diferentes capas del suelo, y es muy utilizado para estudiar el ascenso y descenso que realizan algunos artrópodos a lo largo de un ciclo anual.

-Fumigación del dosel: este método consiste en aplicar productos insecticidas en el dosel de los bosques, de modo que la fauna que se encuentra en él cae al suelo haciéndose accesible para los recolectores. Es un método muy utilizado en los bosques tropicales, donde la gran altitud de los árboles dificulta el acceso a sus copas.

-Colecta manual o muestreo directo: método consistente en la localización visual y captura manual de los artrópodos. Para llevarlo a cabo es necesario emplear pinceles, pinzas,... y cualquier utensilio que sea útil para la recolección de los artrópodos. La búsqueda debe realizarse en el medio que queramos evaluar y considerando el modo de vida del grupo de artrópodo a estudiar. La búsqueda puede efectuarse bajo piedras, en la corteza de árboles, en la vegetación baja,...Este sistema de captura complementa al resto de métodos y es necesario para aquellas especies que debido a sus requerimientos ambientales y/o a la escasa actividad que presentan, son poco o nada capturadas con los métodos descritos anteriormente.

1.2.1. Métodos para la captura de arañas

Las especies de arañas han adoptado numerosas técnicas para la obtención de recursos, por lo que presentan multitud de estrategias diferentes, evitando así la competencia inter y intraespecífica (alimentación, depredación,...). Aunque un gran número de especies se localizan en el suelo, muchas arañas se instalan en diferentes estratos (herbáceo, arbustivo, arbóreo,...) siendo su presencia en el suelo mínima o nula. Por este motivo en un muestreo de arañas deben emplearse la mayoría de técnicas existentes para la captura de artrópodos. Entre las metodologías más empleadas para el estudio de las comunidades araneológicas se encuentran las trampas pitfall, berlese, vereo de la vegetación, manga entomológica y muestreo directo tanto del suelo como del estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo. Otras



técnicas han sido aplicadas para este tipo de estudios, pero siempre con menor éxito. Toti et al. (2000) y Sorensen et al. (2002) utilizan para la obtención de inventarios aracnológicos los cinco métodos mencionados. Sorensen et al. (2002) comparan la efectividad de los distintos métodos considerando el esfuerzo de muestreo. El método de muestreo que captura más ejemplares es la manga entomológica seguida del vareo de la vegetación, y los métodos con los que se obtiene un mayor número de especies son la manga entomológica y las trampas pitfall. No obstante, la mayor efectividad para estudios de diversidad se obtiene con las trampas pitfall al capturar más especies con un número más bajo de individuos, por lo que podemos concluir que el método más efectivo y rentable para estudios de este tipo son las trampas pitfall. En el 2003, Scharff et al., en un estudio para estimar la riqueza de especies emplean los tres métodos que conjuntamente consideran más efectivos para evaluar la diversidad total de especies de arañas, considerando todos los hábitats y estratos donde se encuentran. Estos métodos son trampas berlese para las especies del suelo, manga entomológica para las especies herbáceas y batida de la vegetación para las arbustivas o arbóreas. En todos los estratos se realizó también colecta manual (muestreo directo) para capturar aquellas arañas que por su localización no serían capturadas con ninguno de estos métodos, por ejemplo, bajo piedras, en cortezas de árboles,... Green (1999) analiza diferentes métodos para determinar la composición de especies de arañas realizando muestreos con D-vac y pitfall y comparando las capturas entre ambos. Como resultado obtiene la captura de muchos más individuos con el método D-vac, pero la mayor diversidad se alcanza con las trampas pitfall. Esta diferencia es atribuida al tiempo de actuación de cada técnica. Mientras que el D-vac se aplica durante aproximadamente 15 minutos, las trampas pitfall actúan de modo continuo durante largos periodos de tiempo y están activas día y noche. Standen (2000) también compara la eficacia de estos dos métodos para estimar la riqueza de especies en diversos grupos de invertebrados, entre los que se encuentran las arañas. Los datos obtenidos con trampas pitfall produjeron curvas especies – individuos a partir de las cuales fue posible estimar la riqueza de especies y la proporción de arañas capturadas. Tanto el número de individuos como el número de especies fue más alto en trampas de caída que en D-Vac. Otro método que puede emplearse para la captura de arañas, aunque es únicamente aplicable a las especies arborícolas, es la fumigación del dosel. Este es el método empleado por Floren & Deeleman-Reinhold (2005) para estudiar la diversidad de arañas arborícolas de un bosque primario y evaluar las consecuencias de la influencia humana sobre las comunidades de arañas. Sorensen et al. (2002) utilizan insecticida para describir la composición y la diversidad de la fauna araneológica del dosel de un bosque montano en Tanzania.

Métodos utilizados para la captura de araneidos en el Parque Natural del Cadí-Moixeró:

Previo análisis de la efectividad y utilidad de las técnicas destinadas a la captura de arañas, los métodos utilizados para el estudio de la biodiversidad araneológica del Parque Natural del Cadí-Moixeró fueron:

- Manga entomológica para la captura de la araneofauna del estrato herbáceo
- Batida de la vegetación para las especies que habitan en los arbustos y los árboles.

- Trampas de árbol para aquellas especies que se desplazan por la corteza de los árboles o que habitan en ella.
- Trampas pitfall para la fauna araneológica del suelo.
- Trampas berlese para las especies de pequeño tamaño que habitan en el suelo, en la hojarasca,...
- Muestreo directo (colecta manual) del suelo y los estratos herbáceo y arbustivo, para complementar los anteriores métodos.

1.2.2.1. Métodos para la captura de arañas epigeas

Las arañas epigeas pueden encontrarse en todos los lugares que se incluyen en el medio edáfico, por lo que para su estudio la metodología empleada incluye la misma combinación de técnicas que se emplean para la captura de artrópodos edáficos en general. Hsieh et al. (2003) emplean trampas pitfall para determinar la diversidad de arañas epigeas y comparar entre las comunidades de diferentes ambientes. El mismo método es utilizado por Cameron et al. (2004) para evaluar las comunidades de arañas en el norte de Irlanda. No obstante, y como podemos encontrar en la mayoría de trabajos referentes a la fauna araneológica (Toti et al. 2000, Sorensen et al. 2002, Scharff et al. 2003, Whitmore 2002) los mejores resultados en cuanto a diversidad de especies del suelo se obtiene al combinar las trampas pitfall y berlese con el muestreo directo. En el 2003, Bonte et al., utilizan exclusivamente trampas pitfall para estudiar la influencia de los patrones locales y regionales en la estructura de la comunidad de arañas. De este modo los autores consideran que el uso de pitfall es suficiente para determinar la composición de una comunidad araneológica del suelo. También Dennis et al. (2001) utilizan exclusivamente trampas pitfall para determinar la comunidad de arácnidos epigeos en un estudio donde se analiza la influencia de la composición de especies botánicas y la estructura de la vegetación sobre estas comunidades. A su vez emplean el método D-Vac para estimar la densidad de Linífidos, así como el conteo visual de sus telas.

Métodos utilizados para la captura de la araneofauna edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró: En el presente estudio se emplearon los tres métodos más aceptados para la estimación de las comunidades araneológicas edáficas:

- Trampas pitfall
- Trampas berlese
- Muestreo directo o colecta manual

2.3. Trampas pitfall en estudios ecológicos y de diversidad de arañas epigeas

El método más extensamente utilizado para estudios ecológicos y de diversidad de la fauna artrópoda del suelo es la trampa pitfall. Las trampas pitfall son la técnica más eficiente para coleccionar



invertebrados edáficos y captura más especies que cualquier otro método (Coulson & Butterfield 1985). A su vez es un buen método para trabajos de diversidad porque da una estimación real del número de especies en la comunidad (Uetz & Unzicker 1976, Curtis 1980), y permite determinar la estructura de la comunidad y la diversidad de las arañas del suelo (Hsieh et al. 2003). No obstante, algunos autores (Greenlande 1964, Southwood 1966, Turnbull 1973) no estaban de acuerdo con esta premisa y como resultado de sus trabajos concluyeron que los muestreos con trampas pitfall no son una medida real de la densidad de las poblaciones o de la composición de especies, y expusieron que las diferencias en la actividad de algunas especies, la dificultad de movimiento en determinados hábitats y los factores climáticos influían de manera importante en los resultados. Pero Huhta (1971), Duffey (1962) y Kessler-Geschiere (1970) demuestran que las trampas pitfall pueden aportar medidas correctas de la relación de dominancia y sex-ratio de las especies. Baars (1979) demuestra mediante experimentos y simulaciones por ordenador que un muestreo continuo con trampas pitfall proporciona medidas relativas de las poblaciones de carábidos. En 1999, Churchill compara los datos obtenidos en la captura de arañas con tres métodos diferentes: pitfall, búsqueda visual y red de barrido. Los resultados indican que los datos recogidos con trampas pitfall reflejan una fuerte variación temporal que influencia los patrones espaciales de la riqueza de especies, lo que permite detectar mediante este método la estacionalidad o fenología de las especies. También encontró que las trampas pitfall eran las más eficientes al coleccionar un mayor número de taxas, capturando el 94% de las familias y el 87% de las especies. Canard (1982) y Merret & Snazell (1983) obtienen como resultado de sendos estudios que las trampas pitfall pueden capturar más taxones de arañas que cualquier otro método, siendo los demás métodos complementarios.

Para describir los factores que influyen en las trampas pitfall Vlijm & Kessler-Geschiere (1967) describen la captura de las trampas mediante una fórmula: $A = W * X * D$, donde A es el número de animales activos en un área, W es el factor meteorológico, X la categoría del hábitat y D la densidad actual.

Los estudios ecológicos y de diversidad realizados en el presente trabajo están basados en la fauna exclusivamente edáfica capturada con trampas pitfall, y son diversos los trabajos que evalúan el rendimiento de esta metodología en estudios ecológicos. Uetz & Unzicker (1976) analizan el uso de trampas pitfall en estudios ecológicos de arañas del suelo y establecen las condiciones que deben cumplirse para poder usar los datos obtenidos con este sistema de captura en estudios ecológicos. Los requisitos son:

1. El análisis debe limitarse a especies superficiales del suelo con estrategias similares.
2. Las colecciones deben estar hechas durante un largo periodo de tiempo.
3. La comparación entre comunidades debe hacerse durante la misma estación y dentro del mismo régimen climático.

4. La comparación entre comunidades debe tener en cuenta que las especies pueden moverse por los diferentes factores ambientales.
5. El método de captura pitfall debe estar respaldado por un segundo método.
6. Deben dedicarse esfuerzos a reducir las fuentes conocidas de error (colocación de las trampas, diseño de las trampas, número de trampas, líquido conservante,...).

A su vez, los autores enuncian los dos errores más importantes que pueden afectar a los datos obtenidos mediante este sistema de captura, y exponen sugerencias para reducirlos. Los errores son:

1. error resultante de la disposición de las trampas
2. error resultante del diseño de las trampas

Para evitar el primer error debe usarse un número óptimo de trampas, porque la colocación de muchas trampas produciría una interacción entre ellas, mientras que si se coloca un número demasiado bajo se obtiene una infraestimación en los datos. Si el tamaño de las trampas es pequeño (entre 3 y 6 cm) se colocarán a más de un metro de distancia (Duffey 1962), y si son de tamaño grande estarán separadas de 10 a 20 m (Dondale et al. 1972). El diseño de las trampas debe evitar la creación de un microclima excluyendo las hojas, escombros,... y cualquier objeto que pueda afectar a la caída de los ejemplares en el bote de recolección. La trampa también debe disponer de un sistema de drenaje para evitar que se llene de agua cuando llueva y su diseño debe evitar que los ejemplares capturados puedan escapar. Según demuestra Curtis (1980) experimentalmente, en una trampa eficiente un incremento de la riqueza de especies no es consecuencia directa de un incremento del número de capturas.

La captura con trampas pitfall es el método más utilizado para la captura de invertebrados del suelo, y los datos obtenidos pueden ser utilizados para estudiar actividad diurna, ciclos anuales de actividad, intensidad de la actividad, dominancia de la actividad, biomasa de artrópodos en el suelo, fluctuaciones en las frecuencias de las especies,... (Adis 1979). Pero la interpretación de los datos de muestreo puede ser en ocasiones problemática, y los errores asociados a este método de captura, según Thomas et al. 1977, pueden separarse en:

1. error causado por las propiedades intrínsecas de la metodología pitfall.
2. varianza debida a procesos estocásticos.
3. varianza debida a fluctuaciones en la actividad de la población.
4. varianza debida a cambios reales en la abundancia de la población.

Por otro lado, las capturas con pitfall dependen básicamente de (Curtis 1980):

1. eficiencia de la trampa



2. actividad de las especies
3. densidad de las especies

Variaciones de estos parámetros ocasionan distorsiones y tienen implicaciones para el uso de los datos en aproximaciones ecológicas basadas en las abundancias relativas de las especies. La eficiencia de las trampas pitfall refleja la probabilidad de que una araña que ha caído en la trampa no pueda salir, por lo que el diseño de la trampa es muy importante. Por otro lado, la probabilidad de que una araña caiga depende de su actividad, y la probabilidad de captura aumenta mucho para especies activas. Las especies sufren cambios temporales en su actividad atribuidos principalmente a la búsqueda de pareja, dispersión post-copula de la hembra, búsqueda de lugares para depositar los huevos y búsqueda de alimento (Topping & Sunderland 1992), lo que ocasiona que puedan obtenerse diferentes resultados en los datos de capturas de las trampas pitfall dependiendo del periodo temporal en el que se realiza el muestreo. Las trampas pitfall solo pueden representar correctamente la abundancia relativa de las especies si la actividad entre estas es constante a lo largo del tiempo (Topping & Sunderland 1992), por lo que se recomienda que el muestreo abarque todo un ciclo anual.

Todos los factores que influyen en la efectividad de las trampas pitfall, y que deben tenerse en cuenta en el planteamiento del muestreo y el diseño de las trampas, son resumidos por Adis (1979) en su trabajo de revisión referente a los problemas de interpretación de los datos de artrópodos obtenidos con trampas pitfall. Para emplear los datos obtenidos en estudios ecológicos deben tenerse en cuenta los factores que se enumeran a continuación:

1. condiciones climáticas del área experimental que pueden afectar a la actividad de las especies (humedad del suelo, precipitación, temperatura,...).
2. vegetación del área experimental. La existencia de vegetación herbácea o no cerca de las trampas puede incrementar o disminuir el número de capturas.
3. irregularidades del sustrato. La presencia de obstáculos (piedras, ramas,...) cerca de las trampas puede provocar una disminución en el número de capturas, especialmente de invertebrados pequeños.
4. diámetro de las trampas.
5. forma de las trampas.
6. instalación de la trampa. La inclinación en el suelo, si está bien enterrada o no,... pueden afectar sustancialmente las capturas.
7. cubrimiento de la trampa. El material con el que esté hecho (metal, vidrio,...) afectan al microclima que pueda generarse cerca de la trampa.
8. agente conservante de la trampa. Este puede resultar atractivo o repelente para determinados grupos.

9. no todas las especies de artrópodos que son activas en la superficie del suelo caerán en la misma proporción en las trampas pitfall. También dependerá de su comportamiento (agrupación por feromonas, refugios permanentes,...).
10. no todos los artrópodos que llegan a los bordes de la trampa caen en ella. Algunos artrópodos disponen de estructuras en las patas que les ayudan a evitar su deslizamiento en la trampa, y la probabilidad de caída también depende del peso del animal.
11. el número de individuos de especies dominantes, subdominantes y raras del área experimental caen en las trampas dependiendo del número de trampas pitfall.
12. la distancia de las trampas entre ellas influye en la captura del número de ejemplares, porque pueden interactuar si la distancia no es suficiente.
13. la eficiencia de las trampas no depende solo del tamaño de estas, sino también del material con el que estén fabricadas.
14. algunas especies de artrópodos pueden escapar de las trampas pitfall, por lo que su diseño deberá evitar que las especies escaladoras puedan salir después de ser capturadas.
15. algunas especies intensifican su actividad como consecuencia del levantamiento de tierra que se produce al cavar para enterrar la trampa.
16. andar sobre el área experimental conlleva un aumento del contenido de CO₂ dentro de la tierra, lo cual puede intensificar la actividad de algunas especies.

Por todas estas razones los resultados obtenidos con trampas pitfall pueden no representar situaciones reales y inducir a errores en la interpretación de los resultados. Para disminuir el error debemos considerar el grupo faunístico que vamos a estudiar y el área experimental, para adaptar a estos el diseño de muestreo. De este modo podremos conocer las fuentes de error y tenerlas en cuenta para interpretar los datos. No obstante, incluso con estos inconvenientes, las trampas pitfall siguen siendo el método más utilizado para investigaciones ecológicas de la fauna del suelo, porque bien utilizadas permiten caracterizar la abundancia, la fenología, el periodo anual de actividad y los patrones temporales de dispersión de los artrópodos (Adis 1979, Topping & Sunderland 1992). A su vez, los muestreos con trampas pitfall dan información sobre la composición de especies de una comunidad y permiten la comparación entre diferentes áreas de un territorio.

2. Manipulación de los ejemplares capturados

2.1. Conservación del material araneológico

Las muestras obtenidas mediante los diferentes métodos de captura fueron conservadas en alcohol al 75 %. Este es el conservante más adecuado para posteriormente poder manipular los ejemplares de arañas durante su identificación. En las trampas pitfall el líquido conservante empleado para mantener



a los artrópodos capturados en el mejor estado posible hasta su recolección fue agua saturada de Cloruro de Sodio. Cuando el material era recogido se sustituía por alcohol al 75%. El material recolectado con los demás métodos de captura se fijó directamente en alcohol al 75%.

2.2. Identificación y ordenación de los ejemplares

Los ejemplares adultos capturados fueron identificados a nivel específico, en los casos en que fue posible, en el laboratorio. De las 294 especies recogidas 21 solo pudieron ser identificadas a nivel genérico y 8 a nivel de familia. Para la identificación se utilizó una lupa binocular estereoscópica y la bibliografía correspondiente. En algunas especies, debido a su pequeño tamaño, se utilizó también el microscopio de barrido.

Los ejemplares identificados se dispusieron separadamente en tubos etiquetados, donde consta el nombre de la especie, el número de colección, la fecha y el lugar de captura. Todos los ejemplares adultos capturados forman parte de la colección de araneidos del Parque Natural del Cadí-Moixeró, depositada en el Centre de Recursos i Biodiversitat de la Universitat de Barcelona (<http://www.ub.edu/crba/>).

3. Tratamiento de los datos. Base de datos

Los datos de las arañas obtenidos en el muestreo se introdujeron en una base de datos, para poder ser manejados cómoda y fácilmente. Una base de datos permite disponer de estos de forma dinámica y ordenada, agilizando las selecciones y consultas que deseen hacerse, y no es más que una recopilación de información relativa a un asunto particular.

De entre una amplia variedad de bases de datos se escogió trabajar con una Base de Datos Acces, (Microsoft®Acces 2002). Los criterios que ocasionaron su elección fueron su sencillez estructural y su fácil manejo. Se trata de una base de datos relacional, por lo que almacena los datos en tablas, y utiliza valores de dos tablas para relacionar datos de una con datos de la otra.

Por medio de Microsoft Acces puede administrarse toda la información desde un único archivo de base de datos, y dentro del archivo se pueden utilizar:

- Tablas para guardar los datos.
- Consultas para buscar y recuperar los datos que se necesitan.
- Formularios para ver, agregar y actualizar los datos de las tablas.
- Informes para analizar o imprimir los datos con un diseño específico.

A continuación se detallan los componentes de Acces que se emplearon para elaborar la base de datos de los arácnidos del Parque Natural del Cadí-Moixeró:

1) Tablas para almacenar y administrar los datos

Una tabla es una colección de datos sobre un tema específico. La utilización de una tabla diferente para cada tema significa que se almacenan los datos sólo una vez. Ello da lugar a una base de datos más eficaz y con menos errores de entrada de datos. Las tablas organizan datos en columnas (denominadas campos) y filas (denominadas registros). Se crearon cinco tablas, cada uno de ellas con diferente información, y se vincularon mediante la creación de campos comunes. De este modo se facilitó la entrada de datos evitando añadir datos repetitivos, como puede ser la información relacionada con el orden, la familia o la especie correspondiente a cada ejemplar capturado. También se creó una tabla vinculada con la información referente a las estaciones de muestreo.

PRINCIPAL : Tabla													
NUM-COL-LEC	CODI ESPECIE	CODI E	NÚM-TRAN	DIA INI	MES IN	ANY INICIAL	DIA FIN	MES F	ANY FIN	NÚM-M	NÚM-FE	NÚM-IN	NÚM-T
P64N2298	AELOPH8	AY	3	8	6	2000	27	6	2000	0	1	0	1
P61N2169	ARAGAGGR	CF	D	0	0	0	20	9	2001	0	1	0	1
P2N1	ARAGAGLA	AR	1	14	9	1999	6	10	1999	1	0	0	1
P64N2300	ARAGTE1	AE	2	17	9	1999	8	10	1999	0	1	0	1
P3N50	ARAGTEAG	AM	0	28	10	1999	15	3	2000	0	0	1	1
P3N60	ARAGTEAG	AH	1	8	10	1999	29	10	1999	0	1	0	1
P3N68	ARAGTEAG	AE	2	17	9	1999	8	10	1999	1	0	0	1
P3N75	ARAGTEAG	AD	3	4	10	1999	27	10	1999	0	0	1	1
P3N77	ARAGTEAG	AL	2	18	8	1999	16	9	1999	0	1	0	1
P3N32	ARAGTEAG	AS	1	6	10	1999	26	10	1999	0	1	0	1
P3N85	ARAGTEAG	AB	5	2	8	1999	16	8	1999	0	1	0	1
P4N97	ARAGTEAG	AH	2	19	8	1999	17	9	1999	0	1	0	1
P3N33	ARAGTEAG	AS	2	14	9	1999	6	10	1999	0	1	0	1
P48N1624	ARAGTEAG	CB	4	0	0	0	1	8	2001	1	0	0	1
P49N1686	ARAGTEAG	CB	5	0	0	0	30	8	2001	1	0	0	1
P4N125	ARAGTEAT	AH	D	0	0	0	6	8	1999	0	1	0	1
P4N128	ARAGTEAT	AH	D	0	0	0	29	10	1999	0	1	0	1
P3N34	ARAGTEAT	AR	2	17	8	1999	14	9	1999	1	0	0	1
P61N2162	ARAGTEAT	AS	2	30	8	2000	18	9	2000	1	0	0	1
P62N2223	ARAGTEAT	AH	2	27	4	2000	18	5	2000	0	1	0	1
P2N149	ARAGTEDE	AE	4	22	7	1999	6	8	1999	1	0	0	1
P2N51	ARAGTEDE	AH	1	17	9	1999	8	10	1999	0	1	0	1
P2N35	ARAGTEDE	AE	4	0	0	0	22	7	1999	0	1	0	1
P2N1120	ARAGTEDE	AG	1	17	3	2000	27	4	2000	0	0	1	1
P2N1121	ARAGTEDE	AG	1	6	6	2000	26	6	2000	1	0	0	1
P2N1122	ARAGTEDE	AZ	D	0	0	0	26	4	2000	0	1	0	1
P2N1119	ARAGTEDE	AN	D	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
P61N2166	ARAGTEDE	AH	4	29	6	2000	20	7	2000	1	0	0	1
P62N2213	ARAGTEDE	CC	4	0	0	0	11	7	2001	1	0	0	1
P4N140	ARAGTEFU	AK	4	16	9	1999	7	10	1999	2	0	0	2
P4N142	ARAGTEFU	AQ	2	18	8	1999	16	9	1999	2	0	0	2

Las tablas creadas para la base de datos de araneidos del Paque Natural del Cadí-Moixeró y los campos que las constituían fueron:

Tabla Orden

Campos: *Código Orden*, Orden, Autor, Año

Tabla Familia

Campos: *Código Orden*, *Código Familia*, Familia, Autor, Año



Tabla **Especie**

Campos: *Código Familia*, *Código Especie*, *Especie*, *Autor sp*, *Año sp*, *Subespecie*, *Autor ssp*, *Año ssp*

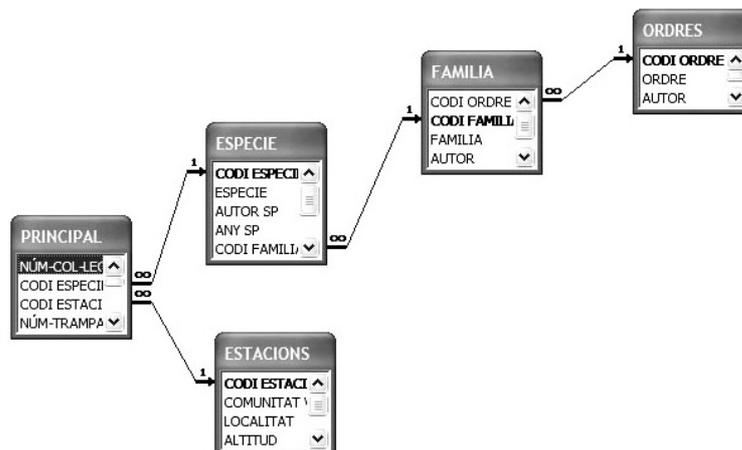
Tabla **Estación**

Campos: *Código Estación*, *Comunidad vegetal*, *Localidad*, *Altitud*, *UTM*

Tabla **Principal**

Campos: *Código Especie*, *Código Estación*, *Numero de Colección*, *Número de Trampa*, *Día inicial*, *Mes inicial*, *Año inicial*, *Día final*, *Mes final*, *Año final*, *Número de Machos*, *Número de Hembras*, *Número de Inmaduros*, *Número Total*. (El día, mes y año inicial corresponden al día exacto de colocación de las trampas, y el día, mes y año final a la fecha de la recogida de las trampas).

Las tablas fueron vinculadas mediante los campos *Código Orden*, *Código Familia*, *Código Especie*, *Código estación*, según el siguiente diagrama:



2) Consultas para obtener respuestas a preguntas

Se utilizan consultas para ver, modificar y analizar datos de formas diferentes. También pueden utilizarse como origen de registros para formularios, informes y páginas de acceso a datos. Mediante esta opción de la base de datos se pueden seleccionar, de un modo rápido y ordenado, únicamente aquellos datos que deseemos utilizar. Para realizar la consulta se introducen en el esquema los campos que a analizar, y seguidamente se obtiene una tabla donde exclusivamente hay la información solicitada. Las consultas permiten establecer criterios de selección, de manera que podemos, por ejemplo, pedir los datos de una sola especie, de una sola estación,...

3) Formularios para entrar los datos

Un formulario es un tipo de objeto de las bases de datos que se utiliza fundamentalmente para introducir o mostrar datos. También puede utilizarse un formulario como un panel de control que abre otros

formularios e informes, o como un cuadro de diálogo personalizado que acepta las entradas del usuario y realiza una acción basada en las entradas. Para la entrada de datos se hicieron cinco formularios, uno para cada tabla. Los formularios Especies, Familia y Orden se utilizaron para introducir la taxonomía de las especies presentes en la colección, mientras que en el formulario Estaciones se introdujeron los datos de las localidades de muestreo. Una vez implementada esta información, el formulario utilizado para introducir los datos fue el formulario Principal, que contenía los campos a rellenar para los ejemplares capturados.

The screenshot shows a software window titled 'PRINCIPAL 1'. It contains several input fields and buttons for data entry:

- NÚM-COL-LECCIÓ:
- CODI ESPECIE:
- CODI ESTACIO:
- NÚM-TRAMPA:
- Buttons: Guardar registre, Afegir registre, Buscar registre, Actualitzar dades, Eliminar registre, Duplicar registre.
- Date fields: DIA INICIAL (8), DIA FINAL (27), MES INICIAL (6), MES FINAL (6), ANY INICIAL (2000), ANY FINAL (2000).
- Count fields: NÚM-MASCLES (0), NÚM-FEMELLES (1), NÚM-IMMADURS (0), NÚM-TOTAL (1).
- Status bar: Registro: 1 de 2697

4) Informes para presentar datos

Un informe es un método eficaz de presentar los datos en formato impreso. Dado que tiene el control sobre el tamaño y el aspecto de todo el informe, puede mostrar la información de la manera que desee verse.

ESPECIE			
ESPECIE	NÚM-TOTAL	COMUNITAT VEGETAL	ALTITUD
Phrurolithus sp8	1	Roureda	850
Agelena gracilens	1	Bosc de ribera	
Agelena labyrinthica	1	Carrascar muntanyenc	1400
Tegenaria spl	1	Bosc de ribera	1450
Tegenaria agrestis	1	Pi roig	1700
	1	Bosc de ribera	1450
	1	Pi roig	1000
	1	Pi roig	1550
	1	Avetosa	1600

sábado, 10 de febrero de 2007 Página 1 de 83



Capítulo V

Estudio Faunístico

Estudio Faunístico

1. Introducción

El estudio faunístico de un determinado grupo taxonómico en un territorio consiste en la catalogación y localización de todas las especies que habitan en él. Habitualmente los inventarios son solo parciales, debido a la imposibilidad de localizar todas las especies, y suelen realizarse con grupos taxonómicos concretos. Los grupos más habituales para realizar este tipo de estudios son, por la facilidad de localización de sus individuos y el bajo número de especies que habitan en un territorio, los vertebrados, y en ocasiones son utilizados únicamente por su carisma. En el grupo de los artrópodos los trabajos de inventariado son mucho menos frecuentes, debido principalmente a las dificultades que conllevan (Longino 1994, Scharff et al. 2003). Los artrópodos pueden localizarse en todos los hábitats y suelen estar representados por un número muy elevado de individuos y especies. Esto suele verse dificultado por la presencia de especies raras, que en ocasiones imposibilitan que se alcance el objetivo de inventariar todas las especies del grupo. Otra dificultad adicional viene dada por la localización de especies de artrópodos en todos los hábitats posibles, pudiéndose encontrar en todos los estratos vegetales de todo un territorio. Considerando únicamente estas dos características el esfuerzo de muestreo que debería realizarse para obtener un inventario completo resulta inasumible. No obstante, puede establecerse como objetivo inventariar el mayor número de especies posibles considerando los recursos de que se dispone. Como resultado de todas las limitaciones mencionadas los inventarios de artrópodos están, en su mayoría, drásticamente subestimados (Scharff et al. 2003).

1.1. Precedentes y estado actual de estudios faunísticos de arañas

Los arácnidos constituyen un grupo de artrópodos extremadamente amplio que habita en todo el mundo y que se encuentra representado en todos los ambientes y estratos de un ecosistema. Contiene un gran número de especies raras, o de tránsito, y en ocasiones los hábitos de algunas especies dificultan su localización. Todas estas características hacen imposible la obtención de un inventario completo, no habiéndose nunca conseguido catalogar todas las especies de arañas de un territorio.

Las comunidades de arañas han sido estudiadas en numerosas ocasiones y con diferentes finalidades, de modo que podemos encontrar inventarios y composiciones faunísticas en un gran número de ambientes y localidades. Un número considerable de trabajos donde queda recogida la composición faunística de este grupo son debidos al protocolo para estimar la diversidad de arañas que establecen Coddington et al. (1991) en ecosistemas tropicales. Este protocolo es evaluado por diferentes autores en diversas regiones del planeta, empleando este mismo grupo taxonómico. Coddington et al. (1991, 1996) lo evalúan en Madagascar y Bolivia, Silva (1996) y Silva & Coddington (1996) en Perú, Kuntner &



Baxter (1997) en Eslovenia, Dobyns (1997) en USA, Larsen & Rasmussen (1999) en Groenlandia, Sorensen et al. (2002) en un bosque tropical de Tanzania y Scharff et al. (2003) en Dinamarca. Todos estos trabajos nos ofrecen un inventario y un análisis de la composición faunística de arañas en diferentes ecosistemas y territorios, lo que nos proporciona una valiosa información sobre las comunidades araneológicas.

Los estudios sobre la composición faunística y la diversidad de las comunidades de arañas han sido realizados con fines muy distintos. Petterson (1996) estudió la composición de especies de arañas arbóreas en los bosques boreales de Suecia para analizar la influencia de los bosques sobre la abundancia y diversidad de arañas arbóreas. A su vez midió los índices de diversidad en diferentes hábitats y analizó la influencia de la estructura del hábitat sobre las comunidades araneológicas. Las arañas arborícolas en bosques tropicales fueron estudiadas por Floren & Deeleman-Reinhold (2005) en Borneo, con el fin de analizar la degradación de los bosques por efecto antropológico. En este trabajo también es calculada la diversidad alfa en los diferentes tipos de bosques y la diversidad beta para comparar los bosques con y sin degradación. Las arañas han sido muy utilizadas para estudiar los efectos de la influencia humana, tanto a nivel de degradación del hábitat como en ecosistemas agrícolas o de pastoreo. Cameron et al. (2004) realizaron una evaluación de las comunidades de arañas en áreas sensibles de Irlanda del Norte dentro del marco de un programa de seguimiento de zonas con especial interés ambiental de Irlanda, iniciado en 1993. La clasificación de las comunidades se realizó según el hábitat y el método de captura, y se incorporaron los datos al catálogo de especies de Irlanda. En el 2003 Hsieh et al. estudian la diversidad de la araneofauna del suelo en un parque natural de Taiwan y comparan los resultados entre hábitats con diferente grado de degradación.

En agroecosistemas las comunidades de arañas adquieren un especial interés porque, al ser depredadores, actúan como controladores de las poblaciones de insectos y pueden disminuir el riesgo de plagas. Dos ejemplos de estudio de las comunidades araneológicas en agrosistemas los podemos encontrar en Rypstra & Carter (1995) y Clough et al. (2005). En el primero se estudiaron las comunidades de arañas que fabrican telas orbiculares en las plantaciones de soja en Ohio (USA), y en el segundo se analizó la diversidad de arañas en plantaciones de cereales en Alemania. Para las plantaciones de cereales se examinó la biodiversidad a múltiples escalas espaciales, comparando el efecto de diferentes factores a escala local, regional y paisajística. Zulka et al. (1997) estudiaron la biodiversidad potencial de arañas epigeas de prados, comparando entre zonas de pastoreo y zonas donde no hay ganado. Este trabajo está centrado en las especies raras de interés en conservación.

La biodiversidad de las comunidades de arañas del suelo ha sido muy estudiada, y podemos encontrar un elevado número de trabajos en los que se analiza la diversidad y composición de la comunidad. Weeks & Holtzer (2000) estudiaron el efecto del hábitat y la estacionalidad en la estructura de la comunidad de arañas epigeas en un ecosistema de vegetación herbácea, con el fin de determinar su

dinámica temporal. En el 2004, Work et al. compararon comunidades epigeas de arañas de bosques boreales en los que se habían aplicado diferentes estrategias de gestión. En todos estos trabajos se utiliza como método de captura las trampas pitfall, y en ellos se hace especial mención al gran número de especies raras que presentan las comunidades de arañas del suelo.

Si nos centramos en la Península Ibérica la diversidad de arañas está aun insuficientemente conocida y es escaso el número de trabajos que analizan la composición de las comunidades. No obstante, aunque los inventarios aracnológicos en la Península Ibérica son todavía incompletos, se podría destacar el paulatino aumento del interés hacia este grupo faunístico. La creación del Grupo Ibérico de Aracnología (GIA) en 1999 fomentó los estudios de arañas en la Península Ibérica, así como la recopilación de citas y toma de datos de las especies. Dentro del marco de este grupo de trabajo Morano E. (2005) confeccionó el Catálogo de arañas de la Península Ibérica, donde se incluyen todas las citas de especies de arañas, su localidad y bibliografía. Este catálogo, que se actualiza regularmente, se encuentra disponible en la página web del GIA: http://aracnologia.ennor.org/meet_intro_es.html

Otros inventarios de arañas de diferentes regiones de la Península Ibérica están disponibles o en ejecución, como por ejemplo el Catálogo de arañas del País Vasco y Navarra realizado por Alberto de Castro del Departamento de Entomología de la Sociedad de Ciencias de Aranzadi, el Catálogo de arañas de la Comunidad de Madrid realizado por la SECA (Sociedad para el Estudio y la Conservación de las Arañas) cuyos ejemplares se encuentran depositados en el Museo de Ciencias Naturales de Madrid, y el Catálogo de las arañas de Aragón publicado por Catalogus SEA (Sociedad Entomológica Aragonesa) (Melic A. 1998), entre otras.

La zona del presente estudio, el Parque Natural del Cadí-Moixeró, se encuentra en la Comunidad Autónoma de Catalunya, donde en la actualidad no se dispone de ningún catálogo exclusivo de las especies de arañas. Muchas regiones de este territorio no han sido nunca muestreadas y se desconoce la araneofauna que contienen. En el Parque Natural del Cadí-Moixeró no se conoce ningún trabajo sistemático de arañas y las pocas citas localizadas en esta zona se remontan a 1881 (Cuní i Martorell 1881).

No obstante, la fauna araneológica de los Pirineos está considerablemente conocida debido al elevado número de trabajos realizados en su vertiente francesa. Francia, con autores como Simon, Denis, Canard, Bosmans, entre otros, es uno de los países de Europa que mejor conoce su araneofauna, incluyendo ampliamente la zona de los Pirineos. Denis, entre los años 1937 y 1967, publicó un gran número de trabajos de la zona pirenaica, donde se recogen numerosas citas de arañas. El área estudiada se centra sobretodo en los Pirineos franceses pero también podemos encontrar algunos artículos referentes a los Pirineos catalanes y andorranos. Aun así la zona del Parque no queda bien representada. En 1985, Bosman y De Keer, publicaron un Catálogo de Arañas de los Pirineos, un extenso trabajo bibliográfico



donde se recogen numerosas citas de todo el Pirineo, incluyendo la vertiente norte de la Sierra del Cadí. A pesar de que este catálogo incluye casi 1000 especies diferentes, el territorio inventariado en el presente trabajo consta de muy pocas citas. Con el presente trabajo se amplía enormemente el conocimiento de la araneofauna de la vertiente peninsular de los Pirineos.

1.2. Los inventarios

El conocimiento detallado de las especies faunísticas y florísticas presentes en una determinada área geográfica es fundamental para la conservación de la biodiversidad y es la base de cualquier estudio ecológico. Para planificar la conservación de la riqueza biológica de un territorio es imprescindible contar con inventarios actualizados de todas las especies, y no únicamente de las endémicas o de importancia económica. Es por esta razón que en los años recientes la demanda de inventarios biológicos actualizados y completos sobre los recursos territoriales ha crecido notablemente y desde la administración y centros de investigación se promueven este tipo de trabajos, especialmente en aquellos territorios que tienen algún grado de protección. Los inventarios faunísticos precisos y el conocimiento del estatus de las especies son necesarios para adoptar medidas adecuadas de conservación y protección del hábitat y de las especies. No obstante, los inventarios faunísticos y la información existente en la actualidad son aun muy incompletos, especialmente para la fauna de artrópodos, pero el reconocimiento del importante papel ecológico de este grupo está propiciando su inclusión en numerosos inventarios faunísticos.

Los inventarios sirven como almacenes de datos de las especies que residen en un lugar, y proporcionan las bases para llevar a cabo estudios ecológicos y de biodiversidad. A partir de inventarios se obtiene información relacionada con los patrones de distribución geográfica de las especies y con diversos atributos de la biodiversidad. A la hora de realizar un inventario faunístico es muy importante que en los datos consten las localizaciones UTM de las especies encontradas, y disponer de la información georreferenciada para poder elaborar mapas de distribución espacial de las mismas. Los inventarios faunísticos junto con la elaboración de bases de datos georreferenciadas y el uso de sistemas de información geográficos (SIG), permiten determinar patrones de distribución de taxones, localizar áreas de concentración de la biota y realizar análisis integrados de un sitio de estudio o ambiente en particular (Veloso & Núñez 1998).

1.2.1. Evaluación de los inventarios. Curvas de acumulación.

Las curvas de acumulación de especies son modelos que relacionan el esfuerzo de colecta con el tamaño del inventario (Palmer 1990, Lamas et al. 1991, Soberon & Llorente 1993, Colwell & Coddington 1994, Moreno & Halffter 2000) (Fig. V.1.). El esfuerzo puede ser medido de distintas maneras, como por ejemplo el número de muestreos o el tiempo de muestreo, pero también puede utilizarse directamente el

número de ejemplares colectados (Colwell & Coddington 1994). El orden en el cual se incluyen los muestreos o individuos (esfuerzo de muestreo) en la curva de acumulación influye sobre la forma de la curva, de modo que esta depende totalmente del orden de acumulación (Magurran 2004). Para eliminar este error se randomiza el orden en que los sitios o individuos son añadidos a la curva de acumulación (Colwell & Coddington 1994), y la forma de la curva pasa a ser determinada únicamente por la proporción de especies raras y dominantes de la comunidad (Thompson 2003).

La información proporcionada por estas ecuaciones puede ser muy útil para diferentes finalidades, incluida la conservación de la biodiversidad y el conocimiento de las comunidades faunísticas. Los modelos de las curvas de acumulación permiten (Soberon & Llorente 1993):

- 1) poder comparar inventarios realizados con diferentes métodos de muestreo y diferentes esfuerzos de colecta.
- 2) predecir el incremento de la riqueza de especies esperado si se aumenta el esfuerzo de muestreo y de este modo averiguar cual es el esfuerzo mínimo a aplicar para obtener la riqueza de especies total de la comunidad.
- 3) extrapolar los datos de un inventario para obtener la riqueza de especies total de la comunidad.

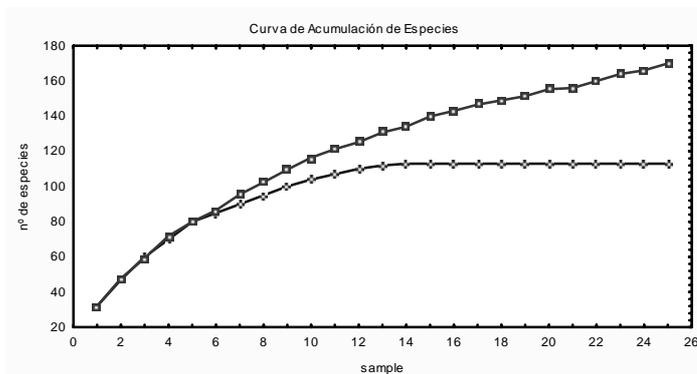


Fig. V.1. Curva de Acumulación de Especies, donde se ejemplifica un muestreo completo donde se alcanza la asíntota (○) y un muestreo incompleto (□) donde no se alcanza la asíntota de la curva.

La mayoría de los inventarios de artrópodos de un territorio son incompletos. Capturar todas las especies de artrópodos de una zona es un trabajo que presenta una enorme dificultad debido principalmente a la elevada diversidad de este grupo. Las arañas presentan una dificultad añadida que viene dada por el gran número de especies raras presentes en una comunidad. Brennan et al. (1999) estudiaron la aracnofauna del suelo utilizando trampas pitfall y registraron un 64% de singletons o especies representadas en el muestreo por un único individuo. Esto dificulta enormemente la obtención de un inventario completo, lo que impide alcanzar la asíntota en la curva de acumulación de especies (Coddington et al. 1996, Toti et al. 2000, Sorensen et al. 2002). Son numerosos los trabajos de inventariado en arañas, y en ninguna ocasión se ha logrado alcanzar la asíntota, lo que significaría la



obtención de un inventario completo. Para evaluar cuan completo es un inventario y poder comparar los datos obtenidos en muestreos de diferentes zonas, pueden emplearse las mismas curvas de acumulación (Gray 2002). Se puede predecir mediante el ajuste de esta curva a un modelo en que momento se alcanzaría la asíntota, cuanto esfuerzo de muestreo se requerirá para ello (Moreno & Halfiter 2000, Willott 2001) y el número de especies que tendría la comunidad. Lo que ha su vez nos permite conocer que porcentaje de especies del total de la comunidad se ha capturado.

El ajuste de un modelo a las curvas de acumulación de especies se realiza por estimaciones no lineales mediante diferentes ecuaciones. Los modelos más utilizados son la Ecuación de Clench (Clench 1979), basado en la ecuación de Michaelis-Menten para describir la cinética enzimática, el modelo de dependencia lineal (Bailey 1964), el Modelo Exponencial Negativo (Miller & Wiegert 1989) y el Modelo Logarítmico (Lamas et al. 1991). En el 2003, Thompson & Whithers examinaron once modelos de regresión no lineal para determinar cual de ellos presenta el mejor ajuste a las curvas de acumulación de especies (Tabla V.1.). Los resultados indicaron que, en diferentes situaciones, se ajusta mejor un modelo u otro, siendo la heterogeneidad o homogeneidad del paisaje un factor importante.

<i>Models</i>	<i>Name</i>	<i>Source</i>
Two parameters		
$(a z)/(1 + (b z))$	Clench, Eadie-Hofstee	Clench (1979); Soberón and Llorente (1993), Moreno and Halfiter (2000)
$a/b(1 - \exp((-b) z))$	Linear dependence*	Soberón and Llorente (1993), Moreno and Halfiter (2000)
$a(1 - \exp((-b) z))$	Negative exponential*	Miller and Wiegert (1989); Flather (1996);
$a + (b \log_{10}(z))$	Exponential	Gleason (1922); Flather (1996)
$a z^b$	Power	Preston (1962); Connor and McCoy (1979)
$\log(1 + (a b z))/b$	Logarithmic B	Longino and Colwell (1997)
Three parameters		
$a - (b c^z)$	Asymptote	Flather (1996)
$a((1 - \exp(-b z))^c)$	Chapman-Richards	Flather (1996)
$(a + (b z))/(1 + (c z))$	Rational	Flather (1996)
$(a b z^c)/(1 + b^c)$	Hill	Whithers (1992)
Four parameters		
$a(1 - (1 + (z/c)^d)^{-b})$	Beta-P	Connor and McCoy (1979); Flather (1996); Lande <i>et al.</i> (2000)
$a(1 - \exp(-(b(z-c))^d))$	Weibull	Flather (1996)

Tabla V.1. Modelos de regresión no lineal utilizados por Thompson & Whithers (2003) para representar la acumulación de especies.

1.3. Composición faunística y taxonómica de la comunidad

La composición faunística es un modo de caracterizar una comunidad, y se examina mediante el recuento de especies y la evaluación de sus abundancias relativas. Aunque la manera más sencilla de describirla es en función de su riqueza de especies (Begon et al. 1986), es importante conocer las abundancias de estas para establecer relaciones de dominancia. Por lo tanto, describir la composición

faunística de una comunidad no es más que hacer una primera evaluación de su diversidad, valorando tanto el número de especies (riqueza de especies) como la relación de dominancia entre ellas (equitatividad).

Un modo de analizar las relaciones de abundancia de una comunidad es la Curva Rango-Abundancia, que expresa la relación entre las especies y el número de individuos. Estos gráficos permiten evaluar la proporción de especies dominantes y especies raras de una comunidad basándose en la forma de la curva (Fig. V.2. a y b). Otro modo similar de representar estas relaciones son los gráficos de distribución de la abundancia de las especies, denominados SAD (Species Abundance Distribution) (Gray et al. 2005) (Fig. V.3.). El interés en SAD fue muy importante desde los años 40 hasta los años 60, cuando se generó la controversia sobre que modelo estadístico se ajustaba mejor a los datos (Gray et al. 2005). Surgieron varias propuestas de modelos (MacArthur 1960, Sugihara 1980, Tokeshi 1990, Hubbell 2001), pero en la actualidad lo más aceptado es una distribución log-normal de los datos (Gray et al. 2005).

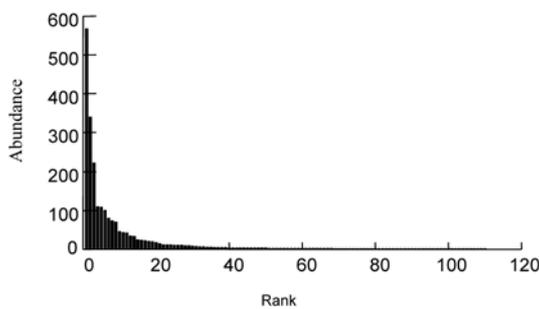
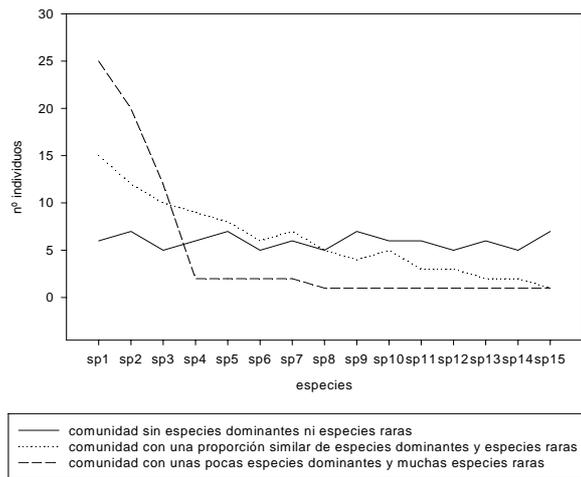


Fig. V.2.a Representación de la Curva Rango-Abundancia de comunidades con diferente composición faunística. Fig. V.2.b. La abundancia de las especies de arañas según el número de ejemplares adultos colectados (Hsieh et al. 2003).

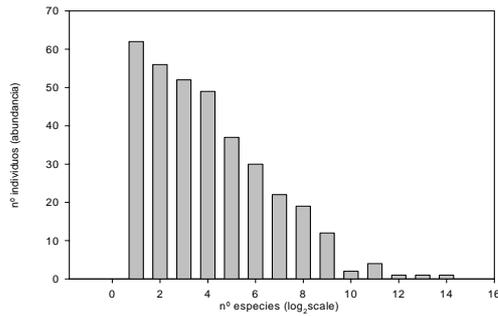


Fig. V.3. Representación del SAD (distribución de la abundancia de especies) de una comunidad (log₂ scale).

Para describir las comunidades y eliminar la subjetividad a la hora de definir que especies tienden a estar asociadas entre si dentro de un territorio, se han descrito técnicas estadísticas como por ej. la ordenación. Este método es un tratamiento estadístico que organiza las comunidades según la composición de especies y la abundancia relativa y las dispone sobre una gráfica, de modo que las más similares en cuanto a composición faunística quedan más juntas (Begon et al. 1986). Por lo tanto, el conocimiento y clasificación de la composición faunística de una comunidad permite la comparación entre territorios, ya que esta suele ser representativa de cada hábitat (Begon et al. 1986).

La evaluación de la composición taxonómica puede realizarse a diferentes niveles taxonómicos (orden, familia, género, especies,...), analizando el número de componentes de cada categoría y el número de individuos de cada uno de ellos. No obstante, la información obtenida será diferente en cada nivel taxonómico y su interpretación debe adaptarse al nivel seleccionado. La comparación entre comunidades es igualmente válida.

1.3.1 Concepto de comunidad

El concepto de comunidad es uno de los más usados en ecología y a la vez uno de los más problemáticos (Parker 2004). Existen un gran número de definiciones para este término y la apreciación del concepto ha ido cambiando a lo largo del tiempo, aunque todas las definiciones expresan coocurrencia de las especies y interacciones entre ellas. Krebs (1985) define una comunidad como “un grupo de poblaciones de plantas y animales en un lugar dado”, mientras que Begon et al. (1986) la describen como “un ensamblaje de poblaciones de especies que ocurren simultáneamente en el espacio y el espacio y tiempo”. En la segunda definición se especifica que una comunidad puede estar definida a cualquier escala o nivel dentro de una jerarquía de hábitats (Begon et al. 1986). En 1988, Southwood considera “una comunidad como un cuerpo organizado de individuos en una localidad específica” y Putman (1994) puntualiza que “una comunidad es un ensamblaje interactivo de especies que ocurren a la vez”, tanto en el espacio como en el tiempo. En el 2004, Parker propone una definición de comunidad ecológica fundamentada en el criterio mínimo, y desarrolla un modelo de la comunidad basándose en un único individuo focal y sus interacciones con otros individuos.

El concepto de comunidad está estrechamente ligado a la escala espacial y temporal (Lawton 1999, Gaston & Blackburn 1999, 2000), y es necesario definir ambas para delimitar la comunidad. También se puede limitar el número de asociaciones que se incluyen en la comunidad, de modo que se puede trabajar con comunidades que consten de una única interacción entre dos especies o abarcar todo tipo de organismos desde bacterias a grandes mamíferos (Magurran 1989). Y son estas interacciones más la suma de las propiedades de los individuos las que concederán las propiedades a cada comunidad de organismos, y las que hacen que la comunidad sea más que la simple suma de sus partes (Begon et al. 1986).

Establecer los límites de una comunidad es un aspecto muy debatido de la ecología y está estrechamente relacionado con la definición de este concepto. Clements (1916) comparaba la comunidad como una especie de “superorganismo” cuyas especies o miembros estaban estrechamente vinculadas tanto en la actualidad como en su historia evolutiva común, de modo que las comunidades mantendrían una relación similar a la existente entre las células, tejidos y organismos (Begon et al. 1986). Por el contrario, Gleason (1926) propone el concepto individualista considerando la relación entre especies coexistentes como el resultado de las similitudes entre sus necesidades y tolerancias (Begon et al. 1986). Esta última idea, mantenida hasta la actualidad, no establece unos límites estrictos para las comunidades y las asociaciones de especies serían mucho menos rígidas.

1.3.2. Especies raras y su problemática en arañas

En una comunidad pueden distinguirse dos tipos de especies. Por un lado, aquellas que presentan una distribución amplia y son abundantes dentro de la comunidad y, por otro, aquellas cuya distribución está restringida y sus especies están representadas por poblaciones de muy pocos individuos. Estas últimas son las denominadas especies raras. Según Drury (1974) hay tres tipos de especies raras según su distribución y abundancia:

- restringidas y escasas
- restringidas y abundantes
- ubicuas y escasas

Rabinowitz (1981) añade la especificidad de hábitat a esta definición. Gaston (1994) define rareza como “una especie rara es aquella que presenta una distribución restringida y/o una baja abundancia local”.

Los criterios exactos para determinar si una especie es rara o no aun no están claros, y son muchos los que se han utilizado como indicadores del grado de rareza; la distribución, la abundancia local, la persistencia temporal, la especificidad de hábitat o la peculiaridad taxonómica (Gaston 1994). El estatus de rareza es un atributo fundamentalmente comparativo (White 2004) que depende de la abundancia y



distribución de los demás componentes de la comunidad. Gaston (1994) propone tres criterios para la detección de especies raras (Méndez 1998):

- 1) Criterio de la proporción de especies. Se consideran especies raras el %X de las especies del conjunto que presentan la distribución o la abundancia más bajas.
- 2) Criterio de la proporción de la suma. Se consideran raras aquellas especies con una distribución menor de %X de la mayor distribución posible del área estudiada o con una abundancia menor del %X de la suma de abundancias de todas las especies consideradas.
- 3) Criterio de la proporción respecto al máximo. Se consideran raras aquellas especies cuya distribución o abundancia es menor del %X de la suma de las abundancias de las especies estudiadas.

Siendo X un valor tipificado elegido por los autores. Gaston (1994) considera que el mejor criterio para detectar especies raras es el de la proporción de especies, y propone el 25% como valor del porcentaje de la distribución o abundancia.

Las especies pueden ser raras por motivos muy diversos. Begon et al. (1986) los resumen en siete:

- 1) el área habitable de la especie es rara o de extensión reducida. Unas condiciones ambientales poco comunes pueden sostener una flora y fauna que esté especializada en estas condiciones.
- 2) los lugares habitables solo son habitables durante un breve espacio de tiempo.
- 3) otras especies convierten el lugar en inhabitable, empujando a la primera especie hacia la extinción, ya sea por exclusión competitiva, depredación o parasitismo.
- 4) reducida disponibilidad de los recursos críticos como la comida, los refugios,... dentro de las áreas habitables.
- 5) la variabilidad genética de sus individuos limita estrechamente la gama de áreas que son habitables.
- 6) la plasticidad fenotípica de sus individuos limita la gama de áreas que resultan habitables.
- 7) los competidores, depredadores o parásitos mantienen sus poblaciones por debajo del nivel establecido por los recursos de las áreas habitables.

A la hora de identificar una especie como rara deben considerarse los factores relacionados con el muestreo que pueden influir en la captura de un bajo número de individuos de una población. El método de captura puede propiciar la baja representación de alguna especie en la comunidad debido a que este no sea apropiado para recolectarla. También puede suceder que el estrato donde abunda la especie no es el muestreado, y los representantes capturados son individuos desplazados. En ocasiones se han referido a las especies raras (singletons y doubletons) como “turistas” (Dennis et al. 2001, Moran &

Southwood 1982), reflejando así su paso transitorio por la comunidad y su estatus de no residente. La restricción de hábitat de algunas especies no debe confundirse con rareza, porque muchas especies son crípticas o se distribuyen en manchas y no son muestreadas adecuadamente (Whitmore et al. 2002). El factor temporal puede influir en la captura de las especies, pudiendo hacer que una especie aparezca como rara en el muestreo como consecuencia de realizar la recolecta en una época en la que la especie no se encuentra activa.

En las comunidades de arañas la proporción de especies raras es muy elevada, y en la mayoría de trabajos donde se describe la composición faunística de este grupo se identifican como singletons o doubletons. Los singletons son aquellas especies que están representadas en el inventario por un único individuo, y los doubletons por dos. Debido al elevado número de especies raras la curva de acumulación de especies no alcanza nunca la asíntota, indicando que el esfuerzo de muestreo debe ser extraordinariamente alto para obtener un inventario completo de las comunidades de arañas (Sorensen 2004). La proporción de singletons obtenidos en diversos estudios de la composición faunística de arañas son el 56% (Silva & Coddington 1996), 71% (Russell-Smith & Stork 1995), 23% (Sorensen 2004), 24% (Sorensen et al. 2002), 29% (Coddington et al. 1996), 19% (Scharff et al. 2003) y 34% (Toti et al. 2000). Todos ellos son valores muy altos, y la estimación de la riqueza de especies está altamente influenciada por las especies raras (Longino et al. 2002), y puede subestimar considerablemente el valor real (Sorensen et al. 2002).

1.3.3. Especies endémicas

Un taxón endémico es aquel que habita exclusivamente en un territorio y no se encuentra en ninguna otra localización (Gaston 1994, Gaston & Spicer 2004). Habitualmente se asocia a los endemismos con territorios reducidos, pero el área que ocupan puede ser muy variable. En ocasiones el área de distribución de un endemismo puede ser extensa, por ejemplo los endemismos iberobaleáricos, o restringida, como los endemismos de una laguna. Algunas áreas pequeñas contienen un elevado número de endemismos, debido principalmente a sus características históricas, climáticas y geográficas. Este sería el caso de islas oceánicas como Hawai. Según Gaston & Spicer 2004 las causas que originan los taxones endémicos pueden resumirse en tres, y son las que ocasionan que haya zonas con un alto número de endemismos:

- condiciones ambientales inusuales – ocasionan la evolución independiente de adaptaciones locales.
- aislamiento – la separación de los individuos de un taxón, por distancia o barreras geográficas, ocasiona la evolución independiente que da lugar a taxones endémicos.
- históricas - cambios en las condiciones ambientales (bióticas o abióticas) pueden restringir a áreas limitadas la distribución de especies ampliamente extendidas hasta el momento.



La acción de estos tres factores ha originado a lo largo de la historia evolutiva la aparición de numerosas especies endémicas, provocando la concentración de endemismos en determinadas zonas del planeta. Son los denominados “Biodiversity Hotspots” o puntos calientes de biodiversidad, que poseen una concentración excepcional de especies endémicas (Myers et al. 2000). Los 25 hotspots más importantes contienen, en solo el 1,4% de la superficie terrestre del planeta, el 44% de todas las especies, endémicas o no, de plantas vasculares y el 35% de las especies de cuatro grupos de vertebrados; mamíferos, reptiles, aves y anfibios (Myers et al. 2000). Myers et al. (2000) establecen, siguiendo criterios de endemidad, 25 hotspots prioritarios para la conservación de la biodiversidad (Fig. I.1.).

Además de la gran concentración de endemismos en los hotspots, los patrones de distribución del grado de endemidad pueden estar influenciados por (Gaston & Spicer 2004):

- el área – el número de especies endémicas de una región tiende a incrementarse en función del área.
- la latitud – el número de endemismos tiende a incrementarse marcadamente en latitudes bajas (Cowling & Samways 1995).
- la riqueza de especies – es frecuente que el número de endemismos y la riqueza de especies estén positivamente correlacionadas. No obstante, hay algunas excepciones como las islas oceánicas que presentan muchos endemismos y una baja diversidad de especies.

En 1997, Kerr & Packer analizaron el patrón de endemidad respecto a la riqueza de especies, para demostrar que las regiones con una alta riqueza de especies para un taxón tienden a ser diferentes a aquellas que presentan un alto grado de endemidad. Los resultados indicaron que una elevada diversidad de especies y un elevado nivel de endemidad no coinciden necesariamente. La no presencia de esta pauta aporta nuevas complicaciones para seleccionar áreas prioritarias de conservación. Algunos autores creen que las regiones con un importante grado de endemidad deben ser prioritarias (Myers 1988, 1990, Bibby 1994), pero otros consideran que una elevada biodiversidad es más importante (Dinerstein & Wikramanayake 1993, Pressey et al. 1993).

El concepto de endemidad es considerado con frecuencia como un componente de la rareza (Freitag & Van Jaarsveld 1997, Kier & Barthlott 2001), de modo que para establecer si una especie es rara o no se considera su grado de endemidad. No obstante el significado de los dos términos difiere notablemente (Anderson 1994) y, aunque muchos endemismos con áreas de distribución restringidas se consideran especies raras, no pueden considerarse conceptos equivalentes. Anderson (1994) destacó los principales problemas para determinar el fenómeno de endemidad, y los clasificó en problema semántico, ausencia de concepto claro y problema analítico. Las especies raras son aquellas que presentan una distribución reducida o una baja densidad (Gaston 1994), y las especies endémicas son aquellas cuya distribución queda restringida a un área (Gaston 1994), sin considerar el tamaño de esta. De todos modos, la endemidad se ha utilizado con frecuencia para medir la rareza y se ha usado este criterio para la

priorización de áreas de conservación (Cardoso 2004, Freitag & Van Jaarsveld 1997). Freitag & Van Jaarsveld (1997) realizaron una selección de áreas prioritarias para la conservación según diferentes criterios de rareza; ocupación regional, endemidad relativa, vulnerabilidad y peculiaridad taxonómica. La endemidad relativa es calculada mediante la comparación de la distribución total de esa especie con su distribución dentro del territorio estudiado. A cada especie le dieron un valor numérico promedio de los 4 componentes, de modo que la rareza es tratada como una variable continua para identificar territorios y especies prioritarias. También con la finalidad de identificar áreas prioritarias de conservación, Kier & Barthlott (2001) elaboraron un índice que combina endemidad y riqueza de especies, y al que nombraron “endemism richness”. En este trabajo la endemidad es considerada como un modo de medir la rareza, y es medida del mismo modo que la endemidad relativa de Freitag & Van Jaarsveld (1997). Esta medida puede dar una idea de las restricciones de distribución de una especie dentro de un territorio pero no evalúa su grado de endemidad.

2. METODOLOGÍA

La metodología empleada para la obtención de los datos de las especies y comunidades de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró se ha descrito ampliamente en el Capítulo IV. A continuación se expone el empleo de estos datos para efectuar los distintos análisis, así como la metodología empleada para la realización del inventario y la evaluación de la composición faunística.

2.1. Inventario de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró

Para la elaboración del **catálogo araneológico del Parque Natural del Cadí-Moixeró** se emplearon la totalidad de los datos, haciendo el recuento de los ejemplares adultos capturados mediante todos los métodos de captura y en todas las áreas muestreadas, tanto de la primera como de la segunda fase del muestreo. Los ejemplares identificados se dispusieron en frascos adecuadamente etiquetados y se elaboró una colección de referencia de las arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró. Esta colección se encuentra depositada en el Centre de Recursos i Biodiversitat de la Universitat de Barcelona.

Se obtuvo un segundo **catálogo de la araneofauna edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró**, utilizando únicamente las especies de suelo capturadas con trampas pitfall durante la primera fase del muestreo. Aquellas especies que fueron capturadas en alguna trampa que se conoce que no son representantes edáficos fueron eliminadas. Este segundo catálogo fue considerado por la posibilidad de valorar el esfuerzo de muestreo, requisito indispensable para obtener resultados válidos y comparables en análisis de biodiversidad. En todos los análisis que componen los capítulos VI y VII se consideraron exclusivamente los datos de este catálogo.



2.1.1. Evaluación del inventario. Curvas de acumulación

La representatividad del muestreo de las comunidades de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró fue evaluada mediante la utilización de Curvas de Acumulación de Especies asintóticas. Se realizaron dos valoraciones, una sobre la totalidad de los datos considerando las trampas de cada periodo temporal como unidades de muestreo independientes, y otra donde se evaluó cada estación de muestreo independientemente de las demás. La validez del inventario se analizó ajustando los modelos de Clench y Dependencia Lineal a los datos, y se extrapola el número total teórico de especies. El Modelo de Clench se recomienda para los muestreos en territorios amplios y heterogéneos, y cuando la presencia de especies raras es muy alta (Soberon & Llorente 1993). El Modelo de Dependencia Lineal es útil cuando el muestreo es amplio o los taxones son poco conocidos, de modo que la probabilidad de encontrar una nueva especie nunca es cero (Soberon & Llorente 1993). Se obtuvo el porcentaje de especies del total de la comunidad registradas con el esfuerzo de muestreo aplicado, utilizando como unidad de esfuerzo de muestreo la trampa por semana.

La formulación del Modelo de Clench:

$$y = \frac{(ax)}{1+bx}$$

donde x representa el esfuerzo de muestreo (trampas) y y son las especies observadas. El parámetro a indica la tasa de incremento de nuevas especies y b es un parámetro relacionado con la forma de la curva.

La formulación del Modelo de Dependencia Lineal:

$$y = \frac{a}{b} * (1 - e^{-bx})$$

Al tratarse de modelos asintóticos a/b representará el número de especies al alcanzar la asíntota. Para obtener el porcentaje de especies de la comunidad detectadas por el muestreo se aplicó:

$$Sp\% = a/b * 100$$

Las Curvas de Acumulación de Especies se obtuvieron mediante el software BioDiversity Pro (McAleece 1997), y para los ajuste de los modelos de Clench y de Dependencia Lineal se utilizó STATISTICA package (StatSoft Inc. 2001).

2.2. Composición faunística y taxonómica de la comunidad

La composición faunística de la comunidad de arañas se analizó empleando únicamente los datos del catálogo de la araneofauna edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró, lo que permitió seleccionar un total de 25 estaciones donde tanto el esfuerzo de muestreo como la época de muestreo eran idénticos.

La estructura de la comunidad se analizó mediante la Curva Rango-Abundancia y el gráfico de Distribución de la Abundancia de Especies (SAD), lo que permitió visualizar el grado de dominancia y rareza de la comunidad.

Se obtuvo la participación de los distintos grupos de arañas en la composición taxonómica de las comunidades edáficas calculando las proporciones de individuos y especies por familias, géneros y especies. Para la representación de los gráficos se emplearon los programas SigmaPlot (SPSS Inc. 2001) y STATISTICA package (StatSoft, Inc. 2001).

2.2.1. Especies raras

La contribución de las especies raras en la comunidad de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró se evaluó contabilizando el número de singletons, especies representadas por un único individuo, y doubletons, especies con dos individuos. A su vez, los gráficos de abundancia y distribución realizados en el apartado anterior representaron la proporción de especies raras presentes en la comunidad. Se evaluaron los singletons y doubletons en todas las familias, para ver su contribución en la abundancia específica de cada una de ellas.

2.2.2. Especies endémicas

Considerando la región geográfica y climática en la que se incluye el Parque Natural del Cadí-Moixeró, se evaluaron los endemismos pirenaicos localizados dentro del territorio. Se consideraron las especies endémicas de cualquiera de sus dos vertientes (francesa o ibérica) o de ambas, sin tener en cuenta las fronteras políticas. Por el momento no se conoce ninguna araña endémica exclusiva del Parque Natural del Cadí-Moixeró. Las especies endémicas de los Pirineos se identificaron con el “Catálogo des araignees des Pyrenees” de Bosman & De Keer (1985).

Una vez identificados los endemismos pirenaicos de la muestra se examinó su abundancia y distribución, contabilizando el número total de ejemplares capturados (abundancia) y su presencia en las distintas estaciones de muestreo. A su vez, se realizó la Curva de Acumulación de Especies Endémicas y se ajustó según el Modelo de Clench para evaluar el número de endemismos pirenaicos de arañas edáficas capturados en el muestreo.

El patrón de endemidad y la riqueza de especies, según el cual las regiones con una mayor diversidad presentan también un grado superior de endemidad, fue evaluado para las especies de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró. Se examinó la correlación entre ambos parámetros para comprobar la presencia o ausencia del patrón.



3. RESULTADOS

3.1. Inventario de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró

En el **catálogo araneológico del Parque Natural del Cadí-Moixeró**, adjuntado al final del presente trabajo, se enumeran todas las especies encontradas, juntamente con la localidad de captura y una breve descripción de su distribución. Las especies que componen el **catálogo de la araneofauna edáfica del Parque Natural** se indican con un asterisco (*). El catálogo general se compone de 3169 individuos, contenidos en 31 familias, 138 géneros y 247 especies, y el catálogo de la araneofauna edáfica consta de 2948 individuos incluidos en 17 familias, 75 géneros, 170 especies, mostrando una elevada diversidad en todos los niveles taxonómicos.

Nuevas citas para la Península Ibérica	Nuevas citas para la región pirenaica
Agyneta conigera (O. P.-Cambridge, 1863)	Agroeca cuprea Menge, 1866
Agyneta ramosa Jackson, 1912	Agroeca lusatica (L. Koch, 1875)
Alopecosa fabriles (Clerck, 1758)	Agyneta ramosa Jackson, 1912
Alopecosa inquilina (Clerck, 1758)	Alopecosa inquilina (Clerck, 1758)
Araeoncus anguineus (L. Koch, 1869)	Araeoncus anguineus (L. Koch, 1869)
Erigonella hiemalis (Blackwall, 1841)	Erigonella hiemalis (Blackwall, 1841)
Erigonella ignobilis (O.P. Cambridge, 1871)	Erigonella ignobilis (O.P. Cambridge, 1871)
Erigonopterna globipes (L. Koch, 1872)	Erigonopterna globipes (L. Koch, 1872)
Euryopis flavomaculata (C.L. Koch, 1836)	Haplodrassus aeneus Thaler, 1984
Evansia merens (O.P. Cambridge, 1900)	Holocnemus caudatus (Dufour 1820)
Haplodrassus aeneus Thaler, 1984	Kratochviliella bicapitata Miller, 1938
Kratochviliella bicapitata Miller, 1938	Lepthyphantes audax Sörensen, 1898
Laseaola prona (Menge, 1868)	Macrargus carpintieri (O. P.-Cambridge, 1894)
Lepthyphantes audax Sörensen, 1898	Mioxena blanda (Simon, 1884)
Macrargus carpintieri (O. P.-Cambridge, 1894)	Philodromus albidus Kulczynski, 1911
Micaria scintillans (Cambridge, 1871)	Tetragnatha nigrita A. Lendl, 1886
Mioxena blanda (Simon, 1884)	Walckenaeria nodosa (Cambridge, 1873)
Ozyptila nigrita (Thorell, 1875)	Zodarion timidum (Simon, 1874)
Pityohyphantes phrigianus (C. L. Koch, 1836)	Zora silvestris Kulczynski, 1897
Poecilometes variegata (C.L. Koch, 1834)	
Tapynociba affinis De Lessert, 1907	
Tapynociba praecox (O.P. Cambridge, 1873)	
Trichoncus affinis Kulczynski, 1894	
Walckenaeria nodosa (Cambridge, 1873)	
Zelotes apricorum (L. Koch, 1876)	
Zora silvestris Kulczynski, 1897	

Tabla V.2. Especies del catálogo de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró que representan nuevas citas para la región pirenaica y para la Península Ibérica.

Muchas de las especies recolectadas en el muestreo (216 especies) representan la primera cita para la zona del Parque Natural, aunque su distribución por los pirineos esté ampliamente documentada. La vertiente francesa de los Pirineos y el Principado de Andorra han sido muy estudiados y recogen muchas de las especies localizadas. 19 especies son nuevas citas para los Pirineos, y 26 especies representan nuevas citas para la Península Ibérica (Tabla V.2.).

3.1.1. Evaluación del inventario. Curvas de acumulación

La Curva de Acumulación de Especies del muestreo (Fig. V.3.) mostró que no se alcanzó la asíntota, lo que indica que con el esfuerzo de muestreo aplicado no se detectó la riqueza de especies total que alberga el Parque Natural del Cadí-Moixeró. No obstante, la curva se suaviza de manera considerable, acercándose a la pendiente 0. Como unidad de esfuerzo se utilizó la trampa por semana, con un total de 94.

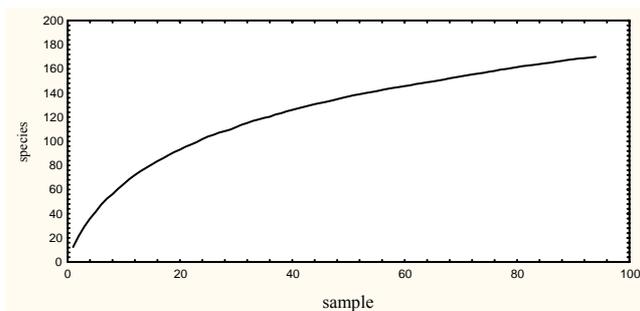


Fig. V.3. Curva de Acumulación de Especies del muestreo de las comunidades edáficas de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró.

La evaluación del inventario, mediante el ajuste de la Curva de Acumulación de Especies al Modelo de Clench (Fig. V.4.), indica que un 85,1% de las especie de arañas edáficas fue registrado en el muestreo. El ajuste del modelo indica una R del 0.997 y una varianza explicada (R^2 o coeficiente de determinación) del 99.376 %. El modelo resultante fue:

$$y=(8.41598*x)/(1+(0.040326*x))$$

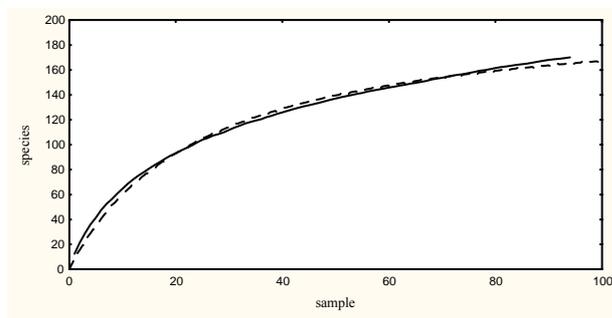


Fig. V.4. Ajuste del modelo de Clench a la curva de acumulación de especies del muestreo de la comunidad edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró. La línea continua corresponde a la curva de acumulación de especies, y la línea discontinua al ajuste del modelo de Clench.

El ajuste de la curva al Modelo de Dependencia Lineal (Fig. V.5.), señala que el porcentaje de especies registradas superaba el 100%, siendo el número de especies estimado menor que el número de



especies observadas. El modelo se ajustó con una R del 0.989 y la varianza explicada (R^2 o coeficiente de determinación) fue del 97.758%. El modelo resultante fue:

$$y=(6.564101/0.039817)*(1-\exp(-0.039817*x))$$

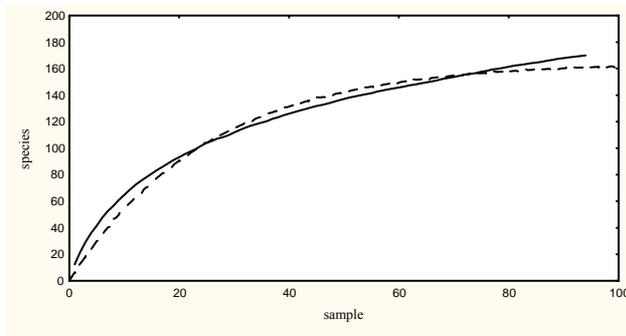


Fig. V.5. Ajuste del modelo de Dependencia Lineal a la curva de acumulación de especies del muestreo de la comunidad edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró. La línea continua corresponde a la curva de acumulación de especies, y la línea discontinua al ajuste del modelo de Dependencia Lineal.

Todas las estaciones de muestreo también fueron evaluadas de manera independiente utilizando los dos modelos, y se obtuvo el porcentaje de especies registradas. Los resultados se indican en la Tabla V.3. y V.4. Los datos de las estaciones con un porcentaje menor al 50%, según el modelo de Clench, y menor al 80%, según el modelo de Dependencia Lineal, juntamente con las correspondientes al segundo muestreo fueron utilizados únicamente para elaborar el catálogo general del Parque Natural, y para la evaluación de la composición y posteriores análisis no fueron consideradas.

Clench	a	b	a/b	Sobser	proporción de fauna registrada %
A	1.711041	0.030590	55.93449	32	57.20978561
B	2.450436	0.050068	48.94246	30	61.29647026
C	3.347585	0.055831	59.95875	42	70.04815628
D	1.912815	0.033130	57.73604	37	64.08475904
E	2.277764	0.033605	67.78013	31	45.73611724
F	2.695335	0.037621	71.64468	41	57.2268625
G	2.067620	0.025452	81.23494	49	60.31887232
H	2.052794	0.047869	42.88395	28	65.29248908
I	2.100371	0.045012	46.66282	30	64.29100887
J	1.731884	0.061917	27.97123	19	67.92694647
K	2.320224	0.057543	40.32152	29	71.92188362
L	2.537437	0.044193	57.41771	37	64.44005029
N	0.667826	0.052191	12.79583	7	54.70533911
O	1.296818	0.027664	46.87781	25	53.33013357
P	2.484254	0.060368	41.15203	28	68.04038888
Q	1.456156	0.093520	15.57044	11	70.64666452
R	1.939204	0.026937	71.98938	40	55.56374976
S	1.770241	0.029416	60.17902	32	53.17467587
U	1.445513	0.030843	46.8671	18	38.40647358
V	1.150783	0.035867	32.08514	19	59.21744739
W	2.036278	0.035818	56.85084	32	56.28764888
Y	2.182488	0.039527	55.2156	31	56.14355689
Z	1.912317	0.130972	14.60102	7	47.9418692
CA	3.293887	0.128192	25.69501	19	73.94431961
CB	2.475236	0.126348	19.59058	15	76.56742229
CC	1.305459	0.047693	27.37216	10	36.53347444
CD	1.581423	0.078994	20.01949	10	49.95133321
CE	1.254544	0.029139	43.05319	12	27.87249959
CF	1.324850	0.073367	18.05795	11	60.91500478
CG	1.368326	0.067188	20.36553	12	58.92308131

Tabla V.3. Resultados del ajuste del Modelo de Clench a la curva de acumulación de especies en cada estación de muestreo. Los valores marcados en gris son los que corresponden a aquellas estaciones que no fueron utilizadas en los análisis por su baja representatividad o por corresponder al muestreo de la fase 2.

Dependencia lineal	a	b	a/b	Sobser	proporción de fauna registrada %
A	1.571511	0.041632	37.74758101	32	84.77364415
B	2.225893	0.066015	33.71806221	30	88.97308455
C	2.892133	0.066302	43.62084644	42	96.28423891
D	1.704546	0.042006	40.57861298	37	91.18103672
E	2.180494	0.051187	42.59848152	31	72.77254703
F	2.473893	0.051074	48.43776093	41	84.64470532
G	1.874029	0.033558	55.8445422	49	87.74357899
H	1.813226	0.059590	30.42819505	28	92.01991756
I	1.875488	0.057226	32.77326395	38	91.53802943
J	1.514335	0.075406	20.08241008	19	94.61015846
K	1.973528	0.066256	29.78652819	29	97.35944994
L	2.252763	0.055518	40.57698904	37	91.18468588
N	0.615742	0.071888	8.56525407	7	81.72553835
O	1.204669	0.038812	31.03839548	25	80.54540068
P	2.155829	0.072570	29.70670751	28	94.25480757
Q	1.247793	0.108948	11.45310775	11	96.04380088
R	1.789357	0.037147	48.16939465	40	83.0402796
S	1.645833	0.041372	39.78168015	32	80.43903596
U	1.401482	0.049289	28.43405884	18	63.30436361
V	1.047079	0.047770	21.91911742	19	86.68232226
W	1.885480	0.049539	38.06076403	32	84.07608418
Y	2.014736	0.054397	37.03789333	31	83.69806491
Z	1.810571	0.193033	9.379593674	7	74.63009852
CA	2.743156	0.142100	19.30446379	19	98.42283218
CB	2.014874	0.134748	14.95286739	15	100.3152078
CC	1.270958	0.077390	16.42270299	10	60.89131615
CD	1.483393	0.113815	13.03340128	10	76.72594269
CE	1.232425	0.049380	24.95786323	12	48.08103919
CF	1.195462	0.095779	12.48143196	11	88.13091349
CG	1.238032	0.088509	13.98771297	12	85.78957854

Tabla V.4. Resultados del ajuste del Modelo de Dependencia Lineal a la curva de acumulación de especies en cada estación de muestreo. Los valores marcados en gris son los que corresponden a aquellas estaciones que no fueron utilizadas en los análisis por su baja representatividad o por corresponder al muestreo de la fase 2.

3.2. Composición faunística y taxonómica de la comunidad

La representación de la Curva Rango-Abundancias (Fig. V.6.) pone de manifiesto la presencia de muy pocas especies abundantes y una elevada presencia de especies con un bajo número de individuos. Destaca la baja representación de especies con un valor medio en el número de individuos. Los valores máximos vienen dados por la especie *Harpactocrates ravastellus*, de la que se capturaron un total de 284 individuos, seguida de *Tegenaria fuesslini*, *Paracoelotes pyrenaicus*, *Pardosa monticola* y *Dysdera erythrina* con 231, 217, 173 y 130 individuos respectivamente. Todas las demás especies están representadas en el muestreo por menos de 100 individuos. De 23 especies el total de individuos capturados osciló entre 100 y 25, mientras que 51 especies estaban comprendidas entre 25 y 5 individuos. Las especies con un número de individuos inferior a 5 fueron un total de 88. La representación de la Distribución de Abundancias de las Especies nos señala la existencia de un elevado número de especies con pocos representantes y un bajo número de especies abundantes. La representación de los datos en escala logarítmica (\log_2), donde las abundancias con una única especie como representante adquieren valor 0, reflejó una distribución con pocas especies dominantes y muchas especies raras (Fig. V.7.).

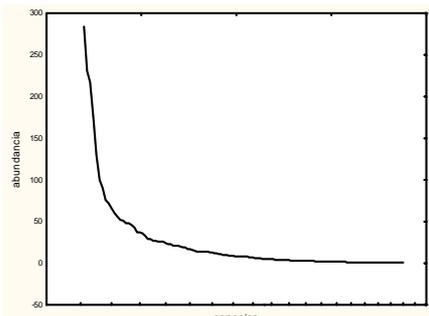


Fig. V.6. Curva Rango Abundancia de las especies de arañas.

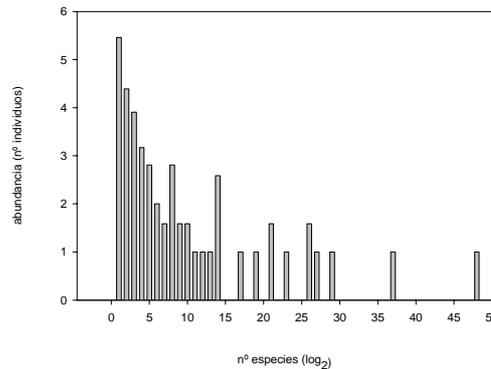
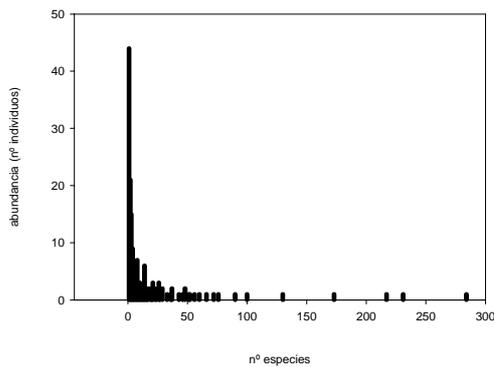
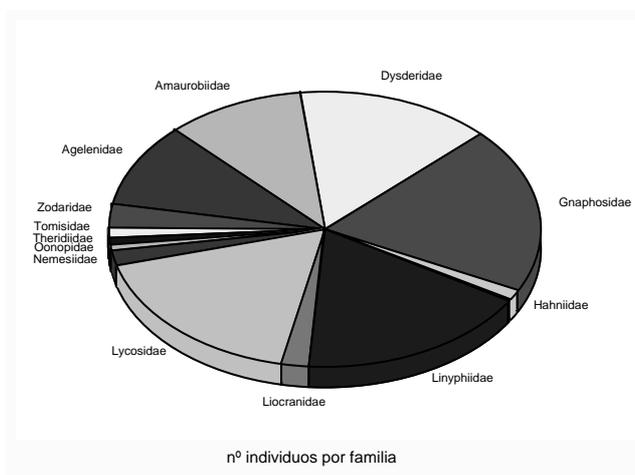


Fig. V.7. Distribución de Abundancia de las Especies (SAD) y SAD en escala logarítmica.

La composición taxonómica de la comunidad a nivel de familia indica un claro dominio de la familia *Linyphiidae* y *Gnaphosidae* en las comunidades edáficas, con un 34 y 26 %, respectivamente, de las especies registradas. Destaca también la familia *Lycosidae* con un 11% de las especies. Respecto al número de individuos las familias más abundantes son *Gnaphosidae* (19%), *Linyphiidae* (17%), *Lycosidae* (17%), *Dysderidae* (15%), *Amaurobiidae* (10%) y *Agelenidae* (10%). En el caso de las tres últimas familias su elevada abundancia está ocasionada por una única especie; *Harpactocrates ravastellus* (*Dysderidae*), *Paracoelotes pyrenaicus* (*Amaurobiidae*) y *Tegenaria fuesslini* (*Agelenidae*). Las familias con más géneros representados en la araneofauna edáfica fueron *Linyphiidae* (41%), *Gnaphosidae* (15%), *Lycosidae* (8%) y *Liocranidae* (7%).



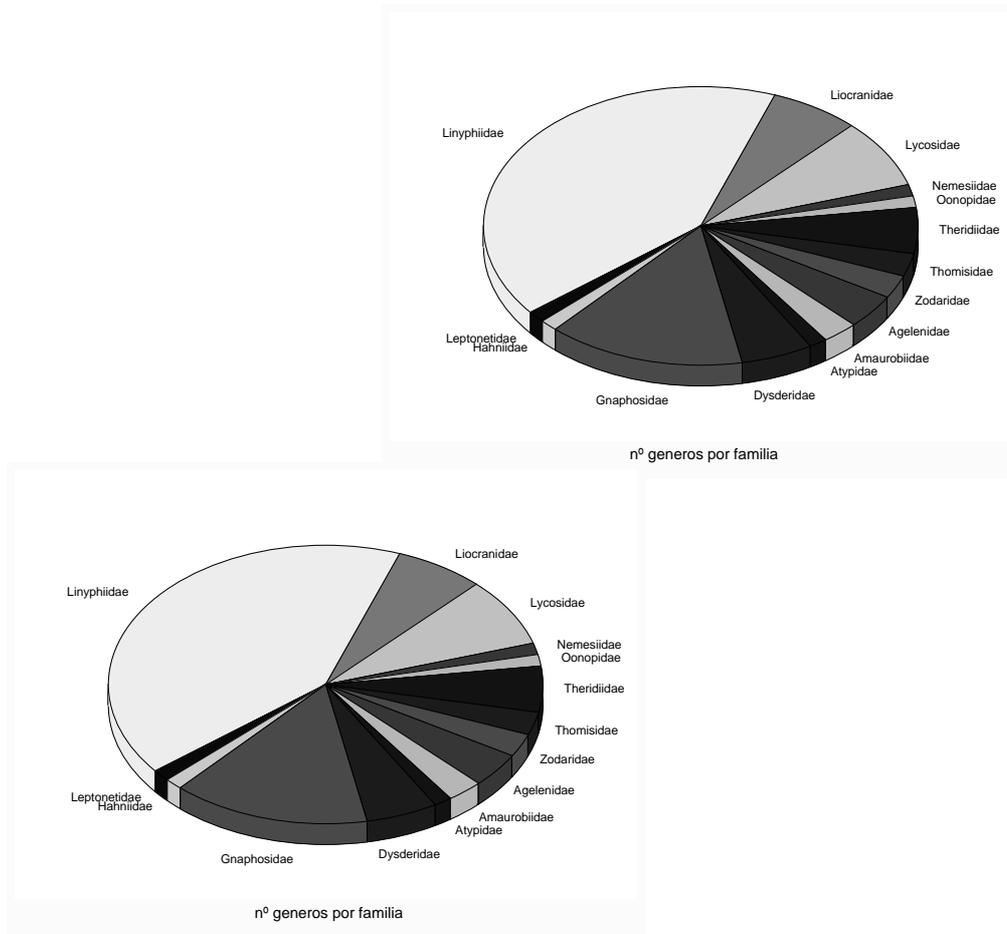
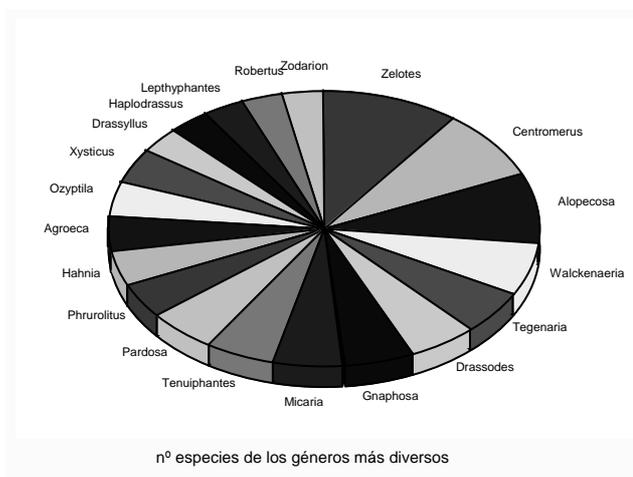


Fig. V.8. Composición de las comunidades de arañas edáficas del Parque Natural del Cadi-Moixeró a nivel de familias.

A nivel de género el mayor número de especies lo recogió el género *Zelotes* con 10 especies, seguido de *Centromerus* y *Alopecosa* con 8 y *Walckenaeria* con 6. Los demás géneros estuvieron representados por un número de especies igual o inferior a 5. De los 75 géneros registrados, 41 estuvieron representados por una única especie. Los géneros con un mayor número de individuos registrados fueron *Pardosa* (309), *Harpactocrates* (284), *Tegenaria* (247), *Paracoelotes* (217) y *Zelotes* (216).



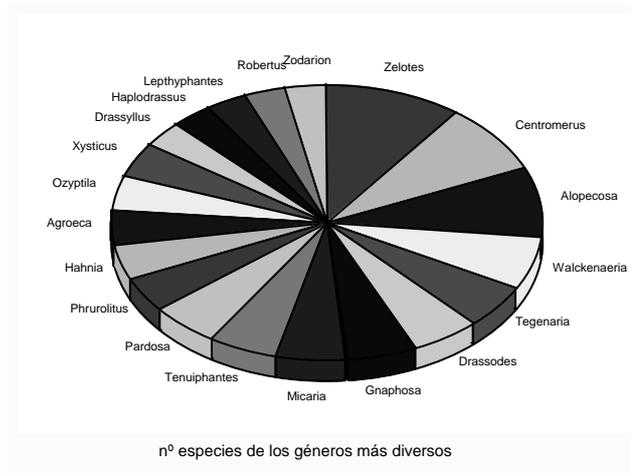


Fig. V.9. Composición de las comunidades de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró a nivel de género.

3.2.1. Especies raras

Las especies raras registradas en la comunidad de arañas edáficas, calculadas como singletons y doubletons, ascendió a 63. El 25,1% (43 especies) de las especies del catálogo de la araneofauna edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró fueron singletons y el 11,69% (20 especies) fueron doubletons (Fig. V.10.). Estos resultados señalan una elevada proporción de especies raras en la comunidad. La Curva de Acumulación de singletons y doubletons pone de manifiesto que con el esfuerzo de muestreo aplicado no se alcanza la asíntota, por lo que el número de especies raras podía aumentar más con la colocación de nuevas trampas. No obstante, la curva presenta una disminución considerable de la pendiente. A su vez, y como se ha indicado anteriormente, tanto la Curva Rango-Abundancia (Fig. V.6.) como el SAD (Fig. V.7.) indicaron una elevada proporción de especies con una baja abundancia en las comunidades edáficas.

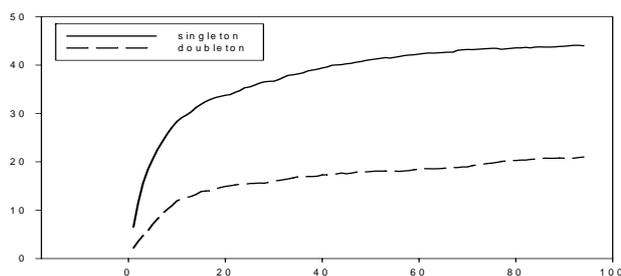


Fig. V.10. Curvas de acumulación de singletons y doubletons en relación al aumento del esfuerzo de muestreo.

Se contabilizaron los singletons y doubletons en cada familia (Fig. V.11.), lo que manifestó una elevada proporción de estos en las dos familias más abundantes tanto en número de individuos como de especies; *Linyphiidae* y *Gnaphosidae*. Los Licosidos, una de las familias con más especies y individuos del muestreo, presenta un elevado número de doubletons. Otras familias que destacan por un alto número de especies raras son los Tomisidos, Liocranidos y Terídidos. Estos últimos presentan un número parecido de doubletons.

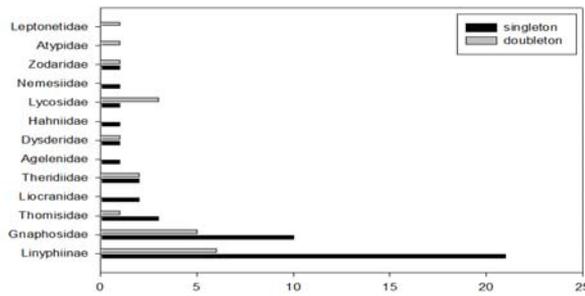


Fig. V.11. Número de singletons y doubletons de las familias con mayor número de especies raras.

3.2.2. Especies endémicas

En el muestreo de arañas edáficas del Parque Natural del Cadi-Moixeró se localizaron un total de cuatro especies endémicas de los Pirineos:

Gnaphosa iberica Simon, 1878 (*Gnaphosidae*)

Harpactocrates ravastellus Simon, 1914 (*Dysderidae*)

Paracoelotes pyrenaeus Simon, 1870 (*Amaurobiidae*)

Walckenaeria dalmasi (Simon, 1914) (*Linyphiidae*)

La abundancia de las especies endémicas (Fig. V.12.) muestra la alta abundancia de algunas especies y la baja densidad en otras. Las dos especies más abundantes en todo el muestreo resultaron ser dos endemismos pirenaicos; *Harpactocrates ravastellus* y *Paracoelotes pyrenaeus*. Las especies *Walckenaeria dalmasi* y *Gnaphosa iberica* estuvieron representadas por un número muy bajo de individuos.

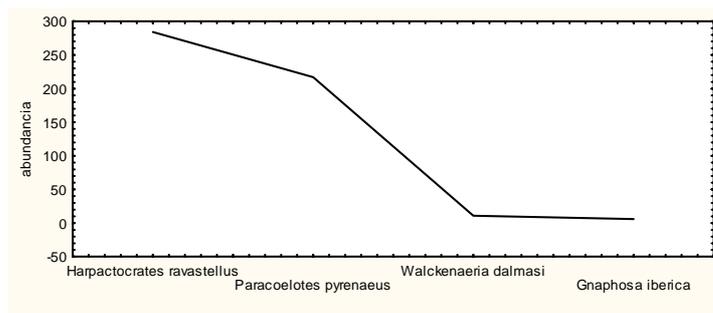


Fig. V.12. Representación de la abundancia de especies de los endemismos.

La especie *Gnaphosa iberica* se localizó, con una abundancia baja, en tres estaciones correspondientes a las zonas más cálidas del Parque, situadas en altitudes bajas (de 817 m a 1093 m). Las comunidades vegetales donde se localizó fueron matorral de *Calicotome espinosa*, carrascal montano y encinar. *Harpactocrates ravastellus*, la especie más abundante en el muestreo con un total de 248 individuos adultos, se localizó en prácticamente todas las estaciones, a excepción de las situadas en las regiones más mediterráneas del Parque, correspondientes a robleal y encinar. Se localizó en altitudes comprendidas entre los 1000 y 2500 m aproximadamente. La mayor abundancia de ejemplares se observó



entre los 1600 y 1900 m, en tres estaciones correspondientes a bosque de Pino negro (*Pinus uncinata*) y avetal (*Abies alba*). *Paracoelotes pyrenaicus*, la tercera especie más abundante de la araneofauna del suelo del Parque, se localizó en la mayoría de las estaciones, a excepción de aquellas que correspondían a prados de pastoreo, prados alpinos y a las regiones más cálidas del territorio. Las abundancias más altas, con aproximadamente 30 o 40 individuos cada una, se detectaron en tres estaciones de bosque correspondientes de pino negro (*Pinus uncinata*), avetal (*Abies alba*) y hayedo (*Fagus sylvatica*). La especie *Walckenaeria dalmasi* se localizó siempre con abundancias muy bajas de 3 a 1 individuos. Las seis estaciones donde se capturó correspondían a bosques de coníferas y hayedo (*Fagus sylvatica*) y estaban comprendidas aproximadamente entre los 1400 y 1900 m de altitud.

La curva de acumulación de endemismos (Fig. V.13.) alcanzó la asíntota, indicando la captura de todos endemismos pirenaicos presentes en el territorio. No obstante, el ajuste de la curva al Modelo de Clench indicó que la proporción de endemismos registrada fue del 95,94%. El Modelo de Clench se ajustó a los datos observados con una R de 0.95 y una varianza explicada del 90.92%.

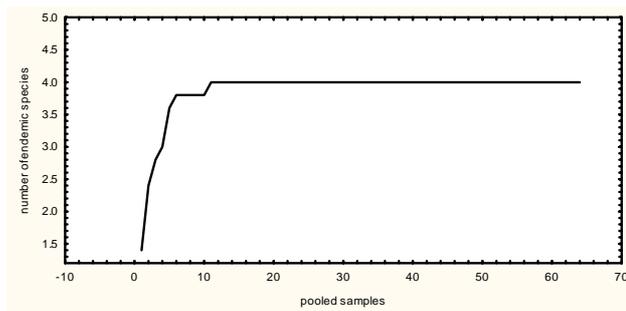


Fig. V.13. Curva de Acumulación de Endemismos.

Para ver si las estaciones con una mayor diversidad de especies y las que presentaron un mayor número de endemismos se correspondían, se examinó la correlación entre la riqueza de especies y el grado de endemividad, medido como el número de endemismos, en cada una de las estaciones (Fig. V.14.). Los resultados señalan que la correlación no es significativa, lo que pone de manifiesto la no existencia de este patrón.

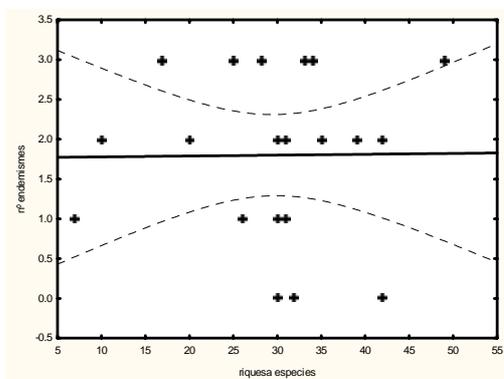


Fig. V.14. Correlación entre la riqueza de endemismos y la riqueza de especies de arañas en las estaciones de muestreo del Parque Natural. Correlación = 0.0106, $p = 0.96$ (correlación no significativa)

4. DISCUSIÓN

El catálogo de la araneofauna del Parque Natural del Cadí-Moixeró, pobremente conocida hasta el presente trabajo, reflejó una elevada representación de araneidos con un total de 251 especies. La importante riqueza faunística y florística que alberga este territorio, de tan solo 42.000 ha, está principalmente originada por sus peculiares condiciones climáticas y geográficas que permiten la presencia de especies árticas, centroeuropeas o alpinas y mediterráneas (ver capítulo III). Se localizaron especies de arañas típicamente mediterráneas (por ej. *Uroctea durandi*, *Holocnemus caudatus*,...) en las zonas más cálidas y especies centroeuropeas de distribución boreoalpina (por ej. *Gnaphosa tigrina*, *Alopecosa lacioniosa*,...) en las regiones más frías. Del total de especies de arañas localizadas en el Parque Natural del Cadí-Moixeró 216 fueron nueva cita para el territorio y 19 para los pirineos. Las nuevas citas para la Península Ibérica se contabilizaron pero no se consideraron como verdaderos nuevos registros. Los Pirineos constituyen una región geográfica situada en la frontera entre Francia y España, incluye el Principado de Andorra y consta de dos vertientes, la ibérica y la francesa. Algunas especies no citadas para la fauna ibérica ya constaban en la vertiente francesa de los Pirineos o en Andorra, por lo que su localización en la vertiente opuesta no se ha considerado como una nueva cita. No obstante, el número de especies no localizadas anteriormente en la Península Ibérica asciende a 26.

Para emplear los datos del catálogo con el fin de evaluar la diversidad del territorio debe considerarse que, en estudios ecológicos y de diversidad, el diseño y la estrategia de muestreo son determinantes (ver capítulo IV). Los datos obtenidos han de ser representativos de la comunidad y, idealmente, deben estar registradas todas las especies que la componen. Alcanzar la asíntota en la Curva de Acumulación de Especies es prácticamente imposible en grupos tan diversos como las arañas, y debe evaluarse el porcentaje de especies registradas para considerar válidos los datos. La evaluación del inventario mediante Curvas de Acumulación de Especies se efectuó mediante los modelos de Clench y de Dependencia Lineal. El modelo de Clench, indicó que un 85,1% de la riqueza de especies total que alberga la comunidad edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró fue recogida en el catálogo, mientras el modelo de Dependencia Lineal indicó que el 100% de las especies fueron registradas. En el modelo de Dependencia Lineal la probabilidad de añadir una nueva especie a la lista decrece proporcionalmente a su tamaño, y eventualmente puede alcanzar cero, por lo que es un modelo adecuado cuando se muestrea en áreas pequeñas o grupos bien conocidos (Soberon & Llorente 1993, Moreno & Halffter 2000). En el modelo de Clench la probabilidad de añadir nuevas especies aumenta además con el esfuerzo de muestreo, ya que considera que una mejora en la experiencia ocasiona un aumento de la probabilidad de capturar nuevas especies (Soberon & Llorente 1993, Moreno & Halffter 2000, Jiménez-Valverde & Hortal 2003). Este modelo está recomendado para estudios en áreas extensas, es el más utilizado y ha demostrado un buen ajuste de los datos en la mayoría de las situaciones reales y para la mayoría de taxones (Jiménez-Valverde & Lobo 2005, Soberon & Llorente 1993, Jiménez-Valverde et al. 2006, Moreno & Halffter 2000).



Los valores de proporción de fauna registrada obtenidos mediante la aplicación de los dos modelos asintóticos apoyaron la validez del diseño de muestreo utilizado para la captura de arañas epigeas y avaló los estudios ecológicos y de diversidad que se efectuaron posteriormente. No obstante, los porcentajes de especies registradas en cada una de las estaciones de muestreo fueron menores, indicando porcentajes entre el 27,8% y el 76,5%, para el modelo de Clench, y entre el 60,8% y el 100%, para el modelo de Dependencia Lineal. El registro de menos del 50% del total de especies de un territorio se considera un valor insuficiente para determinar la diversidad y muchos índices de diversidad no pueden aplicarse porque precisan que todas las especies estén representadas en la muestra (Magurran 1988). Por este motivo se suprimieron para los análisis de diversidad aquellas estaciones con valores menores del 50% en el modelo de Clench y del 75% en el modelo de Dependencia Lineal.

Las Curvas de Acumulación de Especies resultan de gran utilidad para estudios sobre la fauna araneológica, porque, además de permitir la evaluación de la representatividad del muestreo, permiten estimar los valores reales de la riqueza de especies. El gran número de especies raras que presenta este grupo dificulta enormemente su estudio, y la elevada presencia de singletons y doubletons impiden que los inventarios alcancen la asíntota (Coddington et al. 1996, Toti et al. 2000, Sorensen et al. 2002, entre otros). Los valores de rareza de las comunidades edáficas obtenidos en diversos estudios referentes a la diversidad de arañas fueron del 38,9% (Hsieh et al. 2003), 21,2% (Zulka et al. 1997), 64% (Brennan et al. 1999), 48,3% (Sorensen et al. 2002), 34% (Scharff et al. 2003) para los singletons y del 16,7% (Hsieh et al. 2003), 8,2% (Zulka et al. 1997), 7,9% (Scharff et al. 2003) para los doubletons. La araneofauna edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró presentó una elevada proporción de especies raras, aportada principalmente por las familias *Gnaphosidae* y *Linyphiidae*. Los porcentajes de especies raras en la comunidad de arañas del suelo del Parque Natural fueron de 25,1% singletons y 11,69% doubletons. Todos los trabajos que evalúan la diversidad de este taxón se enfrentan a este problema y, lejos de establecer la solución, se mencionan algunos consejos de muestreo para disminuir este fenómeno. Sorensen et al. (2000) recomiendan centrar el esfuerzo de muestreo a pocas familias o grupos y desarrollar estrategias de muestreo específicas. De este modo se minimiza el problema de las especies raras y el número de especies registradas se acerca más a la asíntota (Jimenez-Valverde & Hortal 2003). Para el muestreo de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró se utilizaron métodos específicos para la fauna que habita en este estrato, no obstante el número de especies raras, o con baja abundancia, fue muy importante, llegando a representar un 37% del total de especies capturadas. Estos resultados indujeron a pensar que las especies raras en los muestreos de arañas es un fenómeno inherente a este grupo taxonómico.

Las curvas de acumulación en estudios de diversidad han sido ampliamente utilizadas y, aunque el grupo de los artrópodos es el que más de beneficia de esta técnica debido al fenómeno de las especies raras, han sido usadas prácticamente para todos los grupos faunísticos. En arañas son numerosos los trabajos que utilizan curvas de acumulación para estimar el valor de la riqueza de especies real de una

comunidad. Entre otros, Colwell & Coddington (1994), Coddington et al. (1996), Toti et al. (2000), Russell-Smith (2002), Sorensen et al. (2002), Scharff et al. (2003), Jiménez-Valverde & Hortal (2003) y Jiménez-Valverde & Lobo (2004). En otros grupos taxonómicos el uso de las curvas de acumulación de especies está igualmente extendido, y algunos ejemplos serían Hofer & Bersier (2001) y Thompson & Withers (2003) para reptiles, Moreno & Halffter (2000) y Willot (2001) en murciélagos, Flather (1996), Field et al. (2002) y Dorazio et al. (2006) en aves, Clearly & Mooers (2006) en mariposas y Voss & Emmons (1996), Lambert et al. (2005) y Gaidet et al. (2005) en mamíferos. En la evaluación que realizaron Soberon & Llorente (1993) sobre el uso de diferentes modelos de curvas de acumulación de especies para extrapolar el valor asintótico de los inventarios, recomendaron el uso del Modelo de Clench para el ajuste de los datos en los grupos que presentan un elevado número de especies raras. Los datos de la araneofauna del Parque Natural del Cadí-Moixeró se ajustaron perfectamente a la curva de acumulación de especies mediante el modelo de Clench, verificando así la utilidad de este para situaciones donde el número de especies raras es muy elevado.

Las comunidades de arañas están constituidas por un número bajo de especies muy abundantes y un elevado número de especies con una baja abundancia. Muchos trabajos son los que evalúan la diversidad de estas comunidades y esta estructura es la que se mantiene en todos ellos. Sorensen et al. (2002) inventariaron la diversidad de arañas edáficas de un bosque afromontano, considerando como especies edáficas aquellas que fueron capturadas con trampas pitfall, y la comunidad presenta como única especie abundante un licosido. La comunidad de arañas, incluyendo todos los estratos muestreados, poseía dos especies muy abundantes, un número bajo de especies con abundancias medias y un elevado número de especies con baja abundancia. Esta misma estructura se mantiene en el estudio de la diversidad de arañas realizado por Scharff et al. (2003), donde el número de especies abundantes para la comunidad edáfica es de seis, y de dos cuando se incluyen todos los estratos. Hsieh et al. (2003) y Bonte et al. (2003) hallan que las comunidades de arañas edáficas capturadas con trampas pitfall presentan, respectivamente, una y dos especies muy abundantes. Con anterioridad, Coddington et al. (1996) y Toti et al. (2000), encontraron la misma estructura en las comunidades para sendos estudios sobre diversidad de arañas en los Montes Apalaches. En todos los casos el valor de las especies abundantes representa un porcentaje muy bajo del total de especies capturadas. La evaluación de la composición faunística de las comunidades edáficas de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró indicó claramente esta misma estructura. Únicamente cinco especies se consideraron dominantes, y el mayor número de especies estaba representado por menos de cinco individuos.

Todas las comunidades araneológicas presentan una estructura semejante representada por un mismo gráfico rango-abundancia, pero la composición faunística o taxonómica difiere notablemente entre comunidades, dependiendo principalmente del tipo de hábitat, el estrato y la localización geográfica que se evalúe. Diversos trabajos han examinado la composición faunística de las arañas y se obtienen resultados muy distintos para los diferentes hábitats y localizaciones. Coddington et al. (1996), en un



bosque del sur de los Apalaches (EEUU) encontraron que las familias con un mayor número de especies eran, por orden de mayor a menor, *Linyphiidae*, *Araneidae*, *Agelenidae* y *Theridiidae*. Por otro lado, las familias que presentaron una mayor abundancia de individuos fueron *Araneidae* en primer lugar, seguida de *Linyphiidae* y *Agelenidae*. Posteriormente y en un prado de la misma región, Toti et al. (2000) encontraron que las familias más diversas eran *Linyphiidae*, *Salticidae*, *Theridiidae*, *Araneidae* y *Lycosidae*, y las más abundantes *Linyphiidae* y *Salticidae*. Los resultados de ambos trabajos indicaron la importancia del hábitat para la composición faunística de las comunidades de arañas. Por otro lado, Whitmore et al. (2002) aplicaron el mismo protocolo en Sudáfrica, obteniendo que las familias más diversas eran *Salticidae*, *Araneidae*, *Theridiidae* y *Thomisidae*, y las más abundantes *Araneidae*, *Salticidae*, *Thomisidae*, *Pisauridae* y *Oxyptidae*. Este trabajo puso de manifiesto la importancia de la región geográfica para la composición faunística de las comunidades de arañas. Otro factor que afecta notablemente sobre la composición de especies de arañas es el estrato muestreado, diferenciándose principalmente entre arbóreo, arbustivo y edáfico. Sorensen (2004) y Floren & Deeleman-Reinhold (2005) evaluaron las comunidades arbóreas de un bosque de Tanzania y Malasia, respectivamente. En el primer caso las familias más diversas resultaron ser *Theridiidae*, *Linyphiidae*, *Salticidae*, *Araneidae* y *Thomisidae*, y en el segundo fueron *Theridiidae*, *Salticidae*, *Araneidae* y *Thomisidae*. La composición de la comunidad arbórea de ambas comunidades se diferenció únicamente por la diversidad de la familia *Linyphiidae*, pero al analizar la abundancia de individuos las diferencias fueron notables. En el bosque de Tanzania las familias más abundantes fueron *Linyphiidae*, *Oonopidae*, *Pholcidae* y *Cyatholipidae*, mientras que en el estrato arbóreo de Malasia fueron *Theridiidae*, *Salticidae*, *Araneidae* y *Thomisidae*.

Debido, probablemente, a una mayor facilidad para capturar los ejemplares que habitan en el estrato edáfico, estas comunidades han sido las más estudiadas y se dispone de numerosos ejemplos referentes a su composición faunística. Ya en 1976, Uetz & Unzicker, nombraron como mayoritarias en el medio edáfico las familias *Lycosidae*, *Clubionidae*, *Gnaphosidae*, *Hahniidae*, *Ctenidae* y algunos miembros de *Agelenidae* y *Pisauridae*, y estudios posteriores (Muzica & Twery 1997, Curtis 1980, Russell-Smith 1981, Standen 2000) añadieron *Linyphiidae* a este listado. En 1997, Zulka et al., analizaron la composición de la comunidad edáfica de prados interiores salados, en Austria, utilizando trampas pitfall, y obteniendo como resultado que las familias más diversas y abundantes eran *Linyphiidae*, *Lycosidae* y *Gnaphosidae*. Dennis et al. (2001) evaluaron con el mismo método de captura las comunidades de un prado de *Nardus stricta* en Escocia y los resultados indicaron que las familias mayoritarias, tanto en número de especies como de individuos, eran *Linyphiidae* y *Lycosidae*. Resultados muy similares obtuvieron Hsieh et al. (2003), en un bosque de Taiwan, y Bonte et al. (2004) en dunas de Bélgica. La composición taxonómica de la araneofauna edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró indicó un claro predominio, en cuanto al número de especies, de las familias *Linyphiidae*, *Gnaphosidae* y *Lycosidae*. Estas mismas familias fueron las que presentaron una abundancia mayor, seguidas de *Dysderidae*, *Amaurobiidae* y *Agelenidae*. No obstante, la abundancia específica de estas tres últimas era baja y su elevada abundancia se debía únicamente a una especie. Dos de estas especies (*Harpactocrates*

ravastellus y *Paracoelotes pyrenaeus*) son endemismos pirenaicos, y a su vez fueron las especies más abundantes de todo el muestreo.

Aunque la diversidad de especies de arañas del Parque Natural resultó ser notablemente elevada, el número de endemismos pirenaicos localizados fue muy bajo. El fenómeno de la endemidad no está necesariamente originado por los mismos factores que ocasionan una mayor diversidad de especies. Las especies endémicas están ligadas íntimamente a los factores geológicos e históricos, mientras que la riqueza de especies depende, además de otros posibles factores donde se incluyen los históricos, de los parámetros ambientales actuales que afectan al territorio. Aunque se desconoce en gran medida las causas que producen la existencia de unas zonas más diversas que otras se ha hablado a nivel mundial de la existencia de un patrón positivo entre la riqueza de especies y el grado de endemidad (Kerr 1997). El estudio de los endemismos de la araneofauna del suelo del Parque Natural del Cadí-Moixeró, localizado en la región pirenaica, indicó que biodiversidad y endemidad no están sujetas a una correlación positiva.



Capítulo VI

Evaluación de la Diversidad

Evaluación de la Diversidad

1. Introducción

La necesidad de evaluar la biodiversidad (discutida en el Capítulo I) se hace evidente al reflexionar sobre el elevado número de especies que actualmente se desconocen y la importante desaparición de especies que podría conllevar el deterioro de la biodiversidad si la actividad humana continúa su actual ritmo agresivo sobre los ecosistemas naturales. Se estima que alrededor del 50% de todas las especies de mamíferos, aves y reptiles se extinguirán en los próximos 300-400 años (Mace 1995, citado por Magurran 2004). La diversidad de muchos grupos, principalmente aquellos tan diversos como los artrópodos, aun se desconoce, y el rápido deterioro que en la actualidad experimenta la biodiversidad ocasiona que muchas especies aun desconocidas desaparezcan. La degradación de la biodiversidad ha ocasionado en las últimas décadas un aumento del interés, ocasionando el desarrollo de nuevas técnicas para su medición. Para los ecólogos es de gran importancia conocer los patrones de abundancia y riqueza de especies (Rosenzweig 1995, Hawkins 2001), ya que un gran número de los problemas que se plantean residen en ellos. Entre los patrones de diversidad más estudiados están los gradientes altitudinales, la distribución de especies comunes y raras en las comunidades y las sucesiones ambientales. Pero la biodiversidad sigue siendo, en esencia, una ciencia comparativa, y lo que origina más interés es saber si un lugar es más o menos diverso que otro, o si la biodiversidad ha cambiado a lo largo del tiempo (Magurran 2004). Uno de los principales objetivos que persigue el conocimiento de la biodiversidad es su conservación, y principalmente consiste en detectar las áreas más ricas para gestionar su preservación y supervisar la degradación de la diversidad mediante la detección de cambios a lo largo del tiempo (Magurran 1988).

Con el fin de ampliar el conocimiento sobre la biodiversidad se mide y evalúa tanto la diversidad alfa (diversidad dentro de las comunidades) como la diversidad beta (diferencias en la diversidad entre comunidades). Para medir la diversidad alfa se dispone de un largo número de índices y modelos, paramétricos y no paramétricos, que nos permiten conocer el valor observado o estimar el valor real de la diversidad. También para medir la diversidad beta podemos utilizar innumerables métodos, dentro de los cuales se incluyen diferentes índices y medidas de similaridad / disimilaridad. Recientemente han sido creados estimadores para la diversidad beta (Chao et al. 2005). Otro componente de la diversidad mencionado por Whitaker (1972) es la diversidad gamma, que se define como la diversidad de un grupo de hábitats. La diversidad gamma es por lo tanto resultante de las diversidades alfa de las comunidades de un territorio y del grado de diferenciación entre ellas (diversidad beta) (Moreno 2001). La definición de la diversidad gamma está entonces sujeta a la delimitación de un territorio y a la escala espacial que se considere, por lo que es altamente subjetiva. Debido a la incapacidad de definir el Parque Natural del Cadí-Moixeró como una unidad territorial aislada o definir



dentro de sus límites regiones diferenciadas, la diversidad gamma no se ha considerado en el presente trabajo.

Un factor importante que ha revolucionado la medición de la biodiversidad en las últimas décadas ha sido el acceso a las nuevas tecnologías informáticas y a internet de todos los usuarios. Estas tecnologías han permitido el incremento del uso de modelos nulos y técnicas de randomización (Magurran 2004), muy usados en estudios de biodiversidad. Actualmente puede accederse a una larga lista de software que permiten el cálculo de las medidas de la diversidad de forma rápida y sencilla. Algunos de estos programas son:

-Species diversity and richness III. Version 3.02. ©Pisces Conservation Ltd. IRC House, Pennington, Lymington, UK. 2002. <http://www.pisces-conservation.com/>

-BioDiversity Professional Version 2. McAlece, N. 1997 ©The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. http://www.sams.ac.uk/activities/downloads/bd_pro/success.html

-EstimateS. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 7.5.0. © R. K. Colwell, University of Connecticut, USA. 2005. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>

-BIODIV. Baev P.V. y Penev L.D. 1995. Program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap and cluster analysis. Sofia-Moscow, Pensoft.

-PRIMER 5 for windows. Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. ©Copyright 2001 PRIMER-E Ltd. <http://www.primere.com/>

-....

Existen diversas obras de revisión que reúnen los métodos más utilizados para medir la diversidad, incluyendo un análisis sobre el uso diferencial de cada uno de ellos. Estos trabajos facilitan enormemente el proceso de selección de métodos de medición para trabajos de análisis de la diversidad y ponen al alcance una amplia bibliografía al respecto. La primera obra de revisión fue la realizada por A.E. Magurran en el 1988, seguida de una actualización en el 2004.

Este capítulo no pretende ser una guía de métodos para medir la diversidad ni una evaluación de los diferentes métodos. Cada atributo de la diversidad fue calculado utilizando diferentes métodos de medida por la falta de consenso sobre el protocolo más adecuado. De todas las técnicas existentes se

seleccionaron las más utilizadas y las de más fácil acceso para los usuarios. Para comprobar que los valores obtenidos no son excesivamente dependientes del método que se utiliza se evaluó la correlación entre los valores resultantes de los diferentes procedimientos.

1.1. Medidas de la diversidad alfa

El término “diversidad alfa” fue descrito por primera vez por Whittaker en 1960, y la definió como la riqueza de especies de una comunidad, causada por la acción de los procesos evolutivos (Whittaker 1972). La diversidad alfa suele medirse como la riqueza de especies presente en un territorio determinado y en un momento preciso. No obstante, la medición de la riqueza de especies no es el único modo de evaluar la diversidad alfa, y es más usual recurrir a la importancia relativa de las especies dentro de la comunidad. El grado de dominancia o equitatividad de una comunidad aporta una valiosa información sobre la diversidad, considerando más diversas aquellas comunidades con un mayor grado de equitatividad entre sus especies (Magurran 1988). Desde que Whittaker (1960) propusiera el término diversidad alfa se ha discutido ampliamente sobre su significado, pero, aunque puedan ampliarse los objetos de estudio y discutir sobre su medición, la descripción original es lo suficientemente clara y acotada como para no estar sujeta a continuas revisiones.

El uso de la diversidad alfa en estudios de biodiversidad ha aumentado paulatinamente desde su aparición, y cada vez son más los trabajos que evalúan la diversidad usando este tipo de medición. Un estudio realizado por Moreno et al. (2006) analiza el número de artículos en los que se mide la diversidad alfa desde 1982 hasta 2002 en dos revistas científicas, *Ecology* y *Ecological Monographs*. Un total de 244 artículos miden la diversidad alfa y el número de trabajos se incrementa año tras año, observándose un aumento mayor a partir de 1991. La medida más popular es la riqueza de especies, pero desde 1994 se incrementa el uso de estimadores de la diversidad (Moreno et al. 2006).

Actualmente existen numerosas maneras de medir la diversidad alfa y cada una de ellas responde a un enfoque particular. La estrategia más utilizada hasta la fecha ha sido el registro de la riqueza de especies utilizando diferentes medidas de la riqueza específica. Se pueden emplear índices para definir el valor observado de la diversidad y funciones de acumulación, rarefacción o métodos no paramétricos para estimar el valor esperado. No obstante, la importancia diferencial de cada una de las especies que componen la muestra, o estructura de la comunidad, es un factor importante a considerar. Por lo tanto, para evaluar correctamente la diversidad es necesario considerar los dos factores, la riqueza de la comunidad en número de especies y la relación de importancia entre ellas (Whittaker 1972). Para determinar la estructura disponemos de índices de la abundancia proporcional y modelos paramétricos y no paramétricos.



1.2. Medidas de la diversidad beta

La “diversidad beta” fue definida, juntamente con la diversidad alfa, por Whittaker en 1960, y la describió como la diferencia de la composición de especies (diversidad alfa) entre comunidades a lo largo de un gradiente ambiental. Estas diferencias se miden como el grado de reemplazo o recambio entre las especies de dos muestras, por lo que está basada en proporciones y diferencias (Magurran 1988), y puede representar una medida de la heterogeneidad del paisaje (Halffter & Moreno 2005). La diversidad beta o reemplazo de especies puede medirse entre comunidades separadas en el espacio o separadas en el tiempo, de modo que pueden conocerse las diferencias entre comunidades de hábitats diferentes o la misma comunidad en diferentes periodos temporales. La medición de la diversidad beta aporta una importante información para respaldar la conservación de la diversidad y concebir los planes de gestión de los territorios, y representa un concepto clave para entender el funcionamiento de los ecosistemas (Legendre et al. 2005). Además, el estudio de la diversidad beta, también es esencial para entender los patrones geográficos de la riqueza de especies. La importancia de evaluar la diversidad beta, según Wilson & Shmida (1984), reside básicamente en tres conceptos:

- indica el grado de partición o heterogeneidad del hábitat según las especies.
- los valores de la diversidad beta pueden ser utilizados para comparar la diversidad de diferentes muestras.
- las diversidades alfa y beta conjuntamente miden la diversidad general o heterogeneidad biótica de un área.

El grado de reemplazo de especies (diversidad beta) ha sido empleado para evaluar los cambios a través de gradientes ambientales o espaciales, establecer el grado de asociación o similitud entre sitios, identificar zonas de transición (Koleff 2005) y examinar cambios temporales en una misma comunidad. Esta variedad de concepciones que contiene el término diversidad beta, ha ocasionado la aparición de numerosos métodos para medirla, y en todos los casos los cambios en la composición de especies de una comunidad A a otra comunidad B están descritos por tres parámetros: número de especies perdidas (presentes en A pero no en B), número de especies ganadas (presentes en B pero no en A) y especies compartidas (presentes en A y en B) (Novotny & Weiblen 2005).

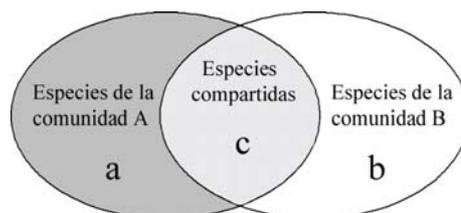


Fig. VI.1. Parámetros usados para medir la diversidad beta entre dos comunidades A y B.

Los métodos de medida de la diversidad beta han sido evaluados por diferentes autores. La primera revisión fue realizada por Wilson & Shmida en 1984, y una segunda revisión la efectuó Koleff en el 2005. Los criterios de evaluación, para medidas basadas en datos de presencia y ausencia, establecidos por Wilson & Shmida (1984) son:

- La aditividad: es la propiedad que expresa que la suma de diversidades beta entre segmentos continuos es igual a la diversidad beta del gradiente entero.
- La independencia de la diversidad alfa: asegura la utilidad de la medida al evaluar sistemas con diferentes diversidades alfa. Esta propiedad también es nombrada homogeneidad (Koleff 2005).
- La independencia del tamaño de muestreo: impide que un excesivo esfuerzo pueda provocar una sobreestimación.
- La conformidad con la noción de reemplazo de especies de la comunidad: asegura que la magnitud de una medida sea significativa.

En una revisión más actual de los índices de diversidad beta basados en datos de presencia y ausencia (Koleff 2005), se emplean los mismos criterios que establecieron Wilson & Shmida en 1984, pero se añaden dos nuevos criterios:

- Simetría: el valor de la diversidad beta es igual al comparar A con B y B con A.
- Cuadrantes anidados: Cuando dos áreas distintas están físicamente anidadas no hay reemplazo de especies, y el valor de la diversidad beta es 0.

Como resultado de esta revisión Koleff (2005) clasifica las medidas de diversidad beta en cuatro grupos, basándose en su respuesta a la variación de los componentes a, b y c (ver Fig. VI.1.). Las técnicas de medida de la diversidad beta quedan agrupadas en medidas de continuidad y pérdida, cuando su valor depende únicamente de los valores de a y c, medidas de gradientes de riqueza de especies, cuando dependen de la diferencia en la riqueza de especies entre las muestras, medidas de continuidad, cuando los valores son especialmente dependientes de la variación del componente a, y medidas de ganancia y pérdida, cuando dependen de a y de la magnitud relativa entre b y c.

1.3. Las comunidades de arañas como caracterizadoras del hábitat

La diversidad beta puede utilizarse para evaluar el grado de diferenciación entre hábitats o heterogeneidad del paisaje (Halfter & Moreno 2005) según un determinado taxón y, a su vez, puede ayudar a definir la escala espacial de trabajo para diferentes grupos. Algunos organismos no requieren condiciones concretas de hábitat y presentan una distribución amplia, no obstante, otros grupos tienen un requerimiento de hábitat muy concreto y su distribución queda restringida a áreas muy bien delimitadas (Fig. VI.2.). Todo el gradiente entre estos dos extremos puede estar representado si se consideran



diferentes grupos taxonómicos. En el primer caso el reemplazo de especies entre dos muestras será muy bajo o nulo a escalas pequeñas y únicamente presentará valores altos entre comunidades geográficamente distantes, pero en el segundo caso la diversidad beta presentará valores altos entre muestras que pueden estar localizadas dentro de una misma región geográfica. Son los grupos que presentan especificidad de hábitat los que permitirán evaluar la heterogeneidad del paisaje y caracterizar los diferentes ambientes dentro de un mismo territorio, funcionando como posibles grupos indicadores.

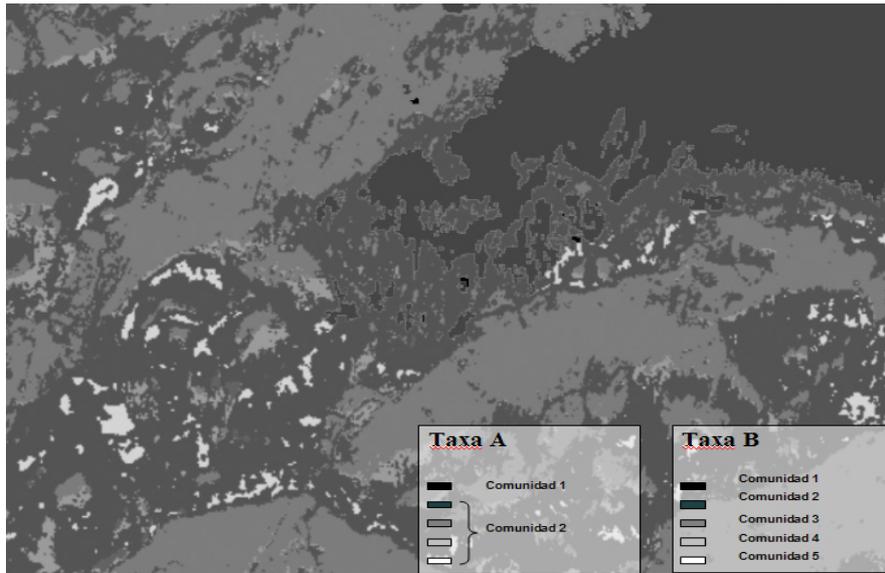


Fig. VI.2. Representación de dos taxones, A y B, en un territorio con cinco ambientes bien diferenciados. El taxón A presenta dos comunidades dentro del territorio y no permiten caracterizar los cinco ambientes. El taxón B presenta cinco comunidades que caracterizan con exactitud los cinco ambientes.

Las arañas presentan especies con distribuciones amplias y especies con distribuciones restringidas, pero es la composición de la comunidad, así como su estructura, la que caracteriza los diferentes ambientes representados en un muestreo. Las comunidades de arañas, considerando tanto las especies que la constituyen (datos cualitativos) como su estructura (datos cuantitativos), pueden ser un buen instrumento para caracterizar el hábitat y la heterogeneidad del paisaje. Si las arañas fueran buenas caracterizadoras del hábitat, una información útil para identificar las comunidades sería conocer las especies que contribuyen de manera más importante en su grado de diferenciación, de modo que puedan diferenciarse unas comunidades de otras conociendo únicamente la presencia y abundancia de unas pocas especies. Esta información permitiría diferenciar los ambientes con un esfuerzo de muestreo menor, ya que solo se precisarían los valores de algunas de las especies de la comunidad.

1.4. El uso de taxones y especies como indicadores de diversidad de arañas

Evaluar la diversidad araneológica mediante un muestreo completo de sus comunidades es una tarea que requiere un considerable esfuerzo, tanto en el muestreo como en la posterior identificación de

los ejemplares (ver Capítulo I, apartado 2.2.2.). Se han propuesto diversas metodologías y protocolos para hacer más fácil el análisis de la diversidad, principalmente enfocadas a grupos megadiversos como los artrópodos. Una de las técnicas más usadas consiste en el uso de indicadores de la diversidad (Capítulo I, apartado 2.2.2.1.). Las arañas cumplen con todos los requisitos enunciados para ser un buen grupo indicador de la diversidad de un territorio (Capítulo I, apartado 4.2.), pero para el estudio de la diversidad araneológica sería interesante disponer de un indicador de la diversidad de arañas. De este modo podría evaluarse su diversidad muestreando una única especie, género o familia cuya presencia y abundancia estuviera correlacionada con la diversidad de todo el grupo (Cardoso et al. 2004).

1.5. El uso de taxones superiores para la evaluación de la diversidad de arañas

El uso de taxones superiores para evaluar la diversidad del grupo es una metodología más que aparece para reducir el enorme trabajo que suponen los muestreos exhaustivos (Williams & Gaston 1994) (Capítulo I, apartado 2.2.2.1.). Esta técnica permite la evaluación de la diversidad sin necesidad de identificar los individuos del muestreo a nivel específico, llegando únicamente hasta género o familia. Además, el uso de familias o géneros como sustitutos de la riqueza de especies haría posible muestreos menos intensos porque probablemente en los dos casos la asíntota de la curva riqueza – esfuerzo de muestreo se alcanza con un menor esfuerzo que el que debe aplicarse para el estudio de las especies.

2. Material y métodos

El gran número de técnicas para medir la biodiversidad y la continua aparición de nuevos métodos ocasiona un debate continuo sobre cual es el más adecuado. La necesidad de evaluar los diferentes procedimientos existentes para medir la diversidad y la falta de protocolos universales aceptados impide que el cálculo de la biodiversidad pueda realizarse de una manera rápida y sencilla. Las diferentes técnicas de medición responden a diferentes requisitos, ya sea de los datos obtenidos, del grupo utilizado o del territorio a evaluar. Teóricamente, cada uno de los métodos se adapta a estas diferentes condiciones. Para la evaluación de la diversidad de la araneofauna del suelo del Parque Natural del Cadí-Moixeró se utilizaron las técnicas más representativas, válidas y frecuentemente utilizadas, considerando fundamentalmente las obras de revisión “Diversidad ecológica y su medición” y “Measuring Biological Diversity” de Magurran (1988 y 2004). El orden de los diferentes métodos así como la agrupación de estos se realizó en base a la clasificación descrita en Magurran 2004, con alguna pequeña modificación. Todos los métodos que miden un mismo atributo de la diversidad fueron evaluados mediante un análisis de correlación (correlación de Pearson, r), para comprobar si los valores resultantes obtenidos diferían o no significativamente entre ellos. De este modo se analizó el uso indistinto de cualquiera de ellos para la evaluación de la diversidad de arañas en el Parque Natural del Cadí-Moixeró.



2.1. Datos para evaluar la diversidad del Parque Natural del Cadí-Moixeró

La evaluación de la diversidad de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró se efectuó a partir de los datos del catálogo de la areneofauna edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró (ver capítulo V, apartado 2.1.). No obstante, algunas estaciones de muestreo (AK, AS, AG y AE) fueron suprimidas de los análisis de diversidad, debido a que estaban situadas en más de un ambiente o comunidad vegetal y sus trampas se repartían equitativamente en ellos. El número de trampas por estación osciló entre 4 y 6, pero al considerar hábitats en lugar de estaciones, en los casos mencionados el número de trampas disminuyó a 2 o 3, lo que representa un número excesivamente bajo para caracterizar la comunidad araneológica del suelo, y por lo tanto fueron eliminadas. El número total de especies edáficas consideradas, después de la eliminación de estas estaciones, fue de 159.

2.2. Evaluación de la diversidad de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró

Para calcular las diferentes medidas de diversidad se utilizaron los programas Biodiv (Baev & Penev 1995), Biodiversity Pro (McAleece 1997), Species Diversity and Richness III (Pises Conservation Ltd. 2002), EstimateS (Colwell 2005), Spade (Chao & Shen 2006) y Primer (Primer-e Ltd. 2001). Las curvas de acumulación de especies se ajustaron a los respectivos modelos con el software STATISTICA Package (StatSoft Inc. 2001) y para los análisis de correlación se utilizó este mismo programa.

2.2.1. Medidas de la diversidad alfa

2.2.1.1. Medidas de la riqueza de especies

Los métodos de medición de la riqueza de especies son, por su sencillez y fácil interpretación, los más utilizados para evaluar la diversidad (Moreno 2004, Gaston 1996). Existen una serie de índices que tan solo utilizando diferentes combinaciones del número de especies (S) y el número total de individuos (N) caracterizan la diversidad alfa. Otros métodos más complejos permiten la estimación de los valores de la riqueza de especies utilizando modelos paramétricos, curvas de acumulación, rarefacción o estimadores no paramétricos. En ambos casos pueden encontrarse técnicas que utilizan como información de partida datos de presencia/ausencia o datos de abundancia de especies. El mayor problema de las medidas de la riqueza de especies, así como de sus estimadores, reside en su dependencia al esfuerzo de muestreo (Gaston 1996) (ver capítulo I, apartado 2.2.1), que puede impedir la comparación entre diferentes muestreos.

2.2.1.1.1. Índices de la riqueza de especies

La riqueza de especies (S) por sí sola proporciona una medida de la diversidad extremadamente útil, pero esta información puede completarse al considerar también el número de individuos (N). Existen diversos índices sencillos que combinan ambos factores, por ejemplo, el *índice de Margalef*, el *índice de Menhinick* y el *índice alfa de Williams*, este último basado en el modelo de la serie logarítmica de distribución de abundancias. Los índices de la riqueza de especies, a excepción del alfa de Williams, dependen del tamaño de la muestra, por lo que el esfuerzo de muestreo debe ser siempre el mismo al comparar diferentes muestras. Para el cálculo de estos tres índices se utilizó indistintamente los programas Biodiv (Baev & Penev 1995), Biodiversity Pro (McAleece 1997) y Species Diversity and Richness III (Pises Conservation Ltd. 2002).

Índice de Margalef
$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln N}$$

Índice de Menhinick
$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Índice alfa de Williams
$$S = \alpha \ln \frac{1+N}{\alpha}$$

2.2.1.1.2. Estimación de la riqueza de especies

Existen básicamente tres agrupaciones metodológicas para estimar el valor de la riqueza de especies de un muestreo (Colwell & Coddington 1994). La primera se obtiene a partir de la extrapolación de las curvas de acumulación de especies y la segunda consiste en el uso de la distribución especies-abundancia para deducir el total de la riqueza de especies. Por último, contamos con una serie de estimadores no paramétricos que, según algunos autores (Colwell & Coddington 1994, Magurran 2004), constituyen el método más novedoso y eficaz. La rarefacción, aun siendo un método de estimación, es un procedimiento sencillo enfocado a permitir la comparación entre la riqueza de especies de muestreos en los que se ha aplicado un esfuerzo de colecta distinto. Una amplia evaluación de los distintos métodos de estimación de la riqueza de especies puede encontrarse en Colwell & Coddington (1994).

2.2.1.1.2.1. Curvas de acumulación de especies

Las curvas de acumulación de especies describen el número acumulativo de especies recolectado en función del esfuerzo de muestreo (Colwell & Coddington 1994). El ajuste de la curva a un modelo asintótico, por ejemplo el *Modelo de Clench* o el *Modelo de Dependencia Lineal*, permite la estimación del valor de la riqueza de especies cuando se alcanza la asíntota, momento en el que se obtiene el total de especies de la comunidad. Otros modelos no asintóticos, como el *Modelo Logarítmico*, permiten conocer



el número de especies recolectadas al aplicar un determinado esfuerzo de muestreo. En estos modelos a es la ordenada en el origen y representa la tasa de incremento de especies al inicio del muestreo y b es la pendiente de la curva. En los modelos asintóticos, conociendo a y b , el valor estimado de especies al alcanzar la asíntota se calcula como a/b . Para el ajuste de los datos a los diferentes modelos expuestos en esta apartado se utilizó el módulo *estimación no lineal* de Statistica Package (StatSoft Inc. 2001).

Modelo de Clench

$$S_{obs} = \frac{ax}{1+bx}$$

donde x es el esfuerzo de muestreo contabilizado como el número acumulativo de muestras.

Modelo de dependencia lineal

$$S_{obs} = \frac{a}{b} \left(1 - e^{-bx} \right)$$

Modelo logarítmico

$$S_{obs} = \frac{1}{z} \ln(1+za)$$

donde $z = 1 - \exp(-b)$.

2.2.1.1.2.2. Estimadores no paramétricos

Los estimadores no paramétricos de la riqueza de especies son un conjunto de métodos de estimación que no asumen ninguna distribución de los datos y no los ajustan a un modelo determinado (Colwell & Coddington 1994). Pueden emplearse estimadores con datos de presencia/ausencia; *Chao 2*, *Jacknife 1*, *Jacknife 2*, *Bootstrap*, *ICE* (incidence-based coverage estimate), o abundancia; *Chao 1*, *ACE* (abundance-based coverage estimate). Para el cálculo de todos los estimadores no paramétricos mencionados se utilizó el software EstimateS (Colwell 2005), y las opciones seleccionadas fueron 1000 randomizaciones y randomización sin reemplazo. Para el cálculo de los índices Chao 1 y Chao 2 se utilizó la fórmula clásica y para el ACE y el ICE el límite de abundancia para las especies raras o infrecuentes se estableció en 10 individuos.

Estimador Chao 2

$$S_{chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

donde Q_1 es el número de especies presentes en una sola muestra y Q_2 el número de especies presentes en dos muestras.

Estimador Jacknife 1 o de primer orden

$$S_{jac1} = S_{obs} + Q_1 \left(\frac{m-1}{m} \right)$$

donde m es el número de muestras.

Estimador Jacknife 2 o de segundo orden

$$S_{jac2} = S_{obs} + \left[\frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)} \right]$$

Estimador Bootstrap
$$S_{boot} = S_{obs} + \sum_{k=1}^{S_{obs}} (1 - p_k)^m$$

donde p_k es la proporción de unidades de muestreo que contiene a cada especie.

Estimador ICE
$$S_{ICE} = S_{frec} + \frac{S_{inf}}{C_{ICE}} + \frac{Q_1}{C_{ICE}} \gamma_{ICE}^2$$

donde S_{frec} es el número de especies comunes (presentes en más de 10 muestras) y S_{inf} el número de especies infrecuentes (presentes en menos de 10 muestras). C_{ICE} y γ_{ICE}^2 son, respectivamente:

$$C_{ICE} = 1 - \frac{Q_1}{N_{inf}}$$

$$\gamma_{ICE}^2 = \max \left\{ \frac{S_{inf}}{C_{ICE}} \frac{m_{inf}}{(m_{inf} - 1)} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{(N_{inf})^2} - 1, 0 \right\}$$

donde N_{inf} es el número de ocurrencia de las especies infrecuentes, m_{inf} el número de muestras con una especie infrecuente y F_i el número de especies con i individuos.

Estimador Chao 1
$$S_{chao1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

donde F_1 es el número de especies representadas por un único individuo (singletons) y F_2 el número de especies representadas por 2 individuos (doubletons).

Estimador ACE
$$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} + \frac{F_1}{C_{ACE}} \gamma_{ACE}^2$$

donde S_{abund} es el número de especies abundantes (con más de 10 individuos) y S_{rare} el número de especies raras (con menos de 10 individuos). C_{ACE} y γ_{ACE}^2 son, respectivamente:

$$C_{ACE} = 1 - \frac{F_1}{N_{rare}}$$

$$\gamma_{ACE}^2 = \max \left\{ \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{(N_{rare})(N_{rare} - 1)} - 1, 0 \right\}$$

donde N_{rare} es el número total de individuos correspondientes a especies raras y F_1 el número de especies con un individuos.



2.2.1.1.2.3. Rarefacción

La rarefacción fue desarrollada para solucionar la imposibilidad de comparar comunidades cuando el esfuerzo de muestreo aplicado es diferente. Esta técnica calcula el número de especies esperado en cada muestra si todas ellas constasen del mismo número de individuos capturados (n). No obstante es una técnica de la que cada vez se hace menos uso, porque al ser un método de interpolación provoca una gran pérdida de información (Magurran 1988). Para el cálculo de la rarefacción se usó el software Species Diversity and Richness III (Pises Conservation Ltd. 2002), el cual ofrece los valores de la desviación estándar.

$$S_R = \sum 1 - \frac{(N - Ni)/n}{N/n}$$

donde N_i es el número de individuos de la especie i y n el tamaño de la muestra estandarizado.

2.2.1.2. Medidas de la diversidad o medidas de heterogeneidad

La riqueza de especies aporta una valiosa información para una rápida y sencilla evaluación de la diversidad de una muestra, pero desaprovecha la importante contribución que aporta la estructura a la comprensión de las comunidades. Con la finalidad de describir mejor las comunidades existen las medidas de diversidad o heterogeneidad, que combinan la información de la riqueza de especies con la aportada por el grado de dominancia de cada una de ellas (Magurran 2004). Para medir la heterogeneidad de la muestra se dispone de modelos paramétricos de la abundancia de especies y medidas no paramétricas de la diversidad.

2.2.1.2.1. Medidas paramétricas de la diversidad

La estructura de las comunidades puede ser descrita en términos de abundancia proporcional mediante modelos paramétricos de la abundancia de especies. Estos analizan la diversidad en relación al ajuste de los datos a cuatro modelos principales: distribución log normal, serie geométrica, serie logatítmica y el modelo de la bara quebrada. Los cuatro modelos difieren en cuanto a interpretaciones biológicas y estadísticas asumidas por los datos (Tabla VI.1.). Otra aproximación a la medida de la diversidad viene dada por el estadístico Q (Kempton & Taylor 1976, 1978), basado en la distribución de la abundancia de especies pero que no requiere el ajuste de los datos empíricos a ningún modelo (Magurran 2004). Esta medida, basada en los intercuartiles de la pendiente de la curva acumulativa de abundancias, es poco utilizada por la dificultad de calcularlo. El ajuste de nuestros datos a los cuatro modelos se evaluó con el programa Species Diversity & Richness III (Pises Conservation Ltd. 2002), y el estadístico Q se calculó con el mismo programa.

Modelo	Interpretación de los datos
Serie geométrica	Caracteriza principalmente a ambientes pobres en especies, frecuentemente extremos, y a estadios muy tempranos de una sucesión (Whittaker 1972).
Serie logarítmica	Como en el caso de la serie geométrica, caracteriza muestras de comunidades pequeñas, bajo estrés o pioneras. Representa comunidades con un valor pequeño de abundancia de las especies y una gran proporción de especies raras, donde la clase que contiene un solo individuo es siempre mayor.
Distribución log normal	La mayoría de las comunidades estudiadas se ajustan a esta distribución. Caracteriza comunidades grandes o estables en equilibrio.
Modelo de la vara quebrada	Representa a una comunidad con una distribución uniforme de abundancias, más equitativa que en cualquiera de los otros modelos, donde todas las especies son igualmente abundantes. Esta distribución no se da nunca en la naturaleza.

Tabla VI.1. Información extraída de Magurran 1988, 2004 y Moreno 2001.

Estadístico Q

$$Q = \frac{\frac{1}{2}n_{R1} + \sum_{R_2-1}^{R_2} n_r + \frac{1}{2}n_{R2}}{\frac{R_1+1}{\ln(R_2 / R_1)}}$$

donde n_r es el número total de especies con una abundancia R, $R1$ y $R2$ corresponden a los cuartiles 25% y 75% de la curva de acumulación de abundancias, n_{R1} el número de individuos de la clase donde se incluye $R1$ y n_{R2} el número de individuos de la clase donde se incluye $R2$. El cuartil 25% corresponde al valor de la abundancia de especies cuando el número acumulado alcanza el 25% del total y el cuartil 75% corresponde al valor de la abundancia de especies cuando el número acumulado alcanza el 75% del total.

2.2.1.2.2. Medidas no paramétricas de la diversidad

Muchas medidas de la diversidad no están asociadas con ningún modelo de abundancia, y están definidas por un único valor resultado de un índice. Estos índices consideran tanto la riqueza como la abundancia de las especies. Algunos de los más utilizados son los índices de equidad de *Shannon*, *Pielou*, *Brillouin*, *Hill*, *Alatalo*, *McIntosh* y *Molinari*, y los índices de dominancia de *Simpson* y *Berger-Parker*. El cálculo de todos estos índices se realizó con los programas Species Diversity & Richness, Biodiversity Pro (McAleece 1997) y Biodiv (Baev & Penev 1995).

Índice de Shannon $H' = -\sum p_i \ln p_i$

donde p_i es la proporción de individuos encontrados de la especie i .

Índice de Pielou $J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$

donde $H'_{\max} = \ln(S)$

Índice de Brillouin $HB = \frac{\ln N! - \sum \ln n_i!}{N}$

Índice de Hill $E' = \frac{N2}{N1}$

$N1$ =número de especies abundantes= $e^{H'}$ (índice de Shannon), $N2$ =número de especies muy abundantes= $1/\lambda$ (índice de Simpson)

**Índice de Alatalo**

$$F = \frac{N2-1}{N1-1}$$

Índice de McIntosh

$$D = \frac{N-U}{N-N/\sqrt{S}}$$

donde $U = \sqrt{\sum n_i^2}$

Índice de Molinari

$$G = \left[\frac{(\arccos \frac{F}{9})}{9} \right]_F, \text{ cuando } F > 1/2$$

$$G = F^3, \text{ cuando } F < 1/2$$

Índice de Simpson

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Índice de Berger-Parker

$$d = \frac{N_{\max}}{N}$$

donde N_{\max} es el número de individuos de la especie más abundante.

2.2.2. Medidas de la diversidad beta

2.2.2.1. Índices de la diversidad beta

Los índices de medida de la diversidad beta proporcionan un valor que describe el grado de diferenciación entre comunidades, y los más utilizados son el *índice de Whittaker*, el *índice de Cody*, los *índices de Routledge* y el *índice de Wilson & Shmida*, todos ellos basados en datos de presencia/ausencia. El cálculo de estos índices se efectuó mediante los programas Species Diversity & Richness III (Pises Conservation Ltd. 2002) y Biodiv (Baev & Penev 1995).

Índice de Whittaker

$$\beta_w = \frac{S}{\bar{\alpha}} \text{ o } \beta_w = \left(\frac{S}{\bar{\alpha}} \right) - 1 \text{ modificado por Harrison et al. (1992)}$$

donde $\bar{\alpha}$ es el promedio de la diversidad alfa entre todas las muestras.

Índice de Cody

$$\beta_c = \frac{g(H) + l(H)}{2}$$

donde $g(H)$ es el número de especies ganadas y $l(H)$ el número de especies perdidas.

Índices de Routledge

$$\beta_R = \frac{S^2}{(2r + S)} - 1$$

donde r es el número de pares de especies con distribuciones solapadas.

$$\beta_I = \log T - \left[\left(\frac{1}{T} \right) \sum e_i \log e_i \right] - \left[\left(\frac{1}{T} \right) \sum S_j \log S_j \right]$$

donde e_i es el número de muestras en las que la especie i está presente, S_j la riqueza de especies del sitio j y $T = \sum e_i = \sum S_j$.

$$\beta_E = \exp \beta_I$$

Índice de Wilson & Sumida
$$\beta_T = \frac{[g(H+l(H))]}{2S_j}$$

2.2.2.2. Índices de complementariedad y similaridad

Los índices de similaridad expresan el grado de similitud o disimilitud entre dos comunidades, basándose en las especies presentes. Estos índices se utilizan tanto con datos cualitativos como con datos cuantitativos. Para datos de presencia/ausencia se han utilizado los coeficientes de *Jaccard* y *de Sorensen*, y para datos de abundancia los índices de *Morisita-Horn* y *Bray-Curtis*. Chao et al. (2004) desarrollaron derivaciones estadísticas para las formas clásicas basadas en incidencia de los índices de Jaccard y Sorensen, extendiendo estos métodos para formular nuevos índices basados en datos de abundancia de especies. La *medida de complementariedad* expresa el grado de disimilitud entre dos comunidades (Colwell & Coddington 1994), y varía desde 0, cuando las comunidades son idénticas, a 1, cuando son totalmente distintas.

La información contenida en las matrices de similaridad o disimilaridad obtenidos por los diferentes índices fue representada mediante Clusters para una mejor interpretación de los resultados, utilizando como algoritmo “unweighted pair-group average” o UPGMA. El cálculo de los índices de similaridad se efectuó con el programa EstimateS (Colwell 2005), y el índice de complementariedad se realizó con la hoja de cálculo Excel. Para las representaciones cluster de las matrices de similaridad se utilizó Statistica Package (StatSoft Inc. 2001).

Índice de Jaccard
$$C_j = \frac{c}{a+b+c}$$

donde *a* es el número de especies presentes en la primera muestra, *b* el número de especies presentes en la segunda muestra y *c* el número de especies presentes en ambas muestras.

Índice de Sorensen
$$C_s = \frac{2c}{a+b+2c}$$

Índice de Chao-Jaccard cuantitativo
$$C_{jc} = \frac{Na * Nb}{(Na + Nb - Na * Nb)}$$

donde *Na* es el número de individuos de la muestra a, *Nb* el número de individuos de la muestra b

Índice de Chao-Sorensen cuantitativo
$$C_{sc} = \frac{2 * Na * Nb}{(Na + Nb)}$$

Índice de Bray-Curtis
$$C_{sc} = \frac{2jN}{(Na + Nb)}$$

donde *jN* es la suma de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas.



Índice de Morisita-Horn

$$C_{mh} = \frac{2 \sum (a_{ni} * b_{ni})}{(d_a + d_b) * (N_a * N_b)}$$

donde a_{ni} es el número de individuos de la especie i en la muestra a , b_{ni} el número de individuos de la especie i en la muestra b ,

$$d_a = \frac{\sum a_i^2}{N_a^2} \text{ y } d_b = \frac{\sum b_i^2}{N_b^2}.$$

Medida de Complementariedad

$$C_{AB} = \frac{a+b-2c}{a+b-c}$$

2.2.2.3. Estimación de la diversidad beta

La aparición de estimadores para calcular la diversidad beta es muy reciente. En el 2004, Chao et al., establecen nuevas técnicas de estimación del número de especies compartidas por dos comunidades, y desarrollan los estimadores *Chao-Jaccard* y *Chao-Sorensen*. El cálculo de los dos estimadores se efectuó con el programa EstimateS (Colwell 2005).

2.2.3. Las comunidades de arañas como caracterizadoras del hábitat

La capacidad de las comunidades de arañas edáficas para caracterizar los diferentes hábitats que componen el parque natural del Cadí-Moixeró y reflejar la heterogeneidad del paisaje se evaluó mediante un análisis de similaridad (ANOSIM) de una vía (Clarke & Warwick 1988, Magurran 2004). ANOSIM es un test no paramétrico aplicado a matrices de similaridad que usa un proceso de permutación (Mantel 1967) para testar la hipótesis nula (no diferencias en la composición de las comunidades entre muestras). El nivel de significación se genera usando una aproximación randomizada (Magurran 2004). Mediante este análisis hemos evaluado si las agrupaciones de las comunidades de arañas resultantes de la aplicación de los índices de similaridad se corresponden con los diferentes hábitats muestreados. Este análisis da como resultado un valor R , comprendido entre el 0 y el 1, y el grado de significación de la agrupación. Valores de R próximos a 1 indican una mayor validez de las agrupaciones. Ejemplos sobre la aplicación de ANOSIM pueden encontrarse en Clarke & Warwick 2001, Clarke & Gorley 2001, Walters & Coen 2006 y Berasategui et al. 2006. También se identificaron las especies responsables de la diferenciación de cada una de las agrupaciones mediante la realización del análisis de similitud porcentual (SIMPER). El resultado de este análisis indica el porcentaje de contribución de las especies clave a la caracterización del hábitat.

El análisis ANOSIM se aplicó a los distintos tipos de agrupaciones obtenidas con los diferentes índices de similitud/disimilitud, y se evaluó que índices permitían una mejor caracterización del hábitat por parte de las comunidades de arañas. El índice con un mayor valor de R , así como un alto nivel de significación, fue seleccionado para la realización del análisis SIMPER. Para la ejecución de ambos análisis (ANOSIM y SIMPER) se utilizó el programa Primer (Primer-e Ltd. 2001) (Clarke & Warwick 1994).

2.2.4. El uso de taxones y especies como indicadores de la diversidad de arañas

La identificación de posibles especies indicadoras de la diversidad de arañas se valoró analizando la correlación entre la riqueza de especies y las abundancias de todas las especies en cada una de las estaciones. Esto permitió averiguar si la distribución y abundancia de algunas especies podía ser empleada como indicador de la diversidad de todo el grupo. La distribución del número de especies y individuos por familias y géneros también se evaluó mediante análisis de correlación con la riqueza de especies de arañas, para evaluar su posible uso como indicadores. Para verificar la validez de las correlaciones se aplicó el test de Bonferroni (Rice 1989). Para la ejecución de estos análisis se utilizó el software Statistica Package (StatSoft Inc. 2001).

2.2.5. El uso de taxones superiores para la evaluación de la diversidad de arañas

El posible uso de taxones superiores para la evaluación de la diversidad de arañas se testó mediante análisis de correlación entre el número de géneros o familias y la riqueza de especies en cada una de las estaciones. Para la ejecución de este análisis se utilizó el software Statistica Package (StatSoft Inc. 2001).

3. Resultados

3.1. Evaluación de la diversidad de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró

3.1.1. Medidas de la diversidad alfa

3.1.1.1. Medidas de la riqueza de especies

3.1.1.1.1. Índices de la riqueza de especies

Los valores de riqueza de especies de cada estación obtenidos mediante el cálculo de los índices de *Margalef*, *Menhinick* y *Alfa de Williams* (Tabla V.2.) indicaron, en todos los casos, una menor diversidad en las estaciones AN y AQ. No obstante, los resultados difirieron entre índices a la hora de seleccionar las estaciones con mayor diversidad. El número de especies y el índice de Margalef reconocen como estaciones más diversas AF, AC y AR, y el Alfa de Williams añade a este grupo de alta diversidad



la estación AW. El índice de Menhinick es el que más difiere en los resultados, señalando las estaciones AR, AW, AB y AY como las más diversas. No obstante las diferencias entre índices no son significativas. El análisis de correlaciones (Tabla VI.3.) indica una alta significatividad y una elevada correlación entre las cuatro medidas de la riqueza de especies.

	Margalef	Menhinick	Alfa Williams	Número especies
AA	6.212	2.63931552	12.61	32
AB	6.487	3.06945738	15.16	30
AC	7.654	2.88457184	15.7	42
AD	6.847	2.670245	13.63	37
AF	7.972	2.96647939	16.54	41
AH	6.831	2.7774603	14.06	28
AI	6.65	2.97550979	14.79	30
AJ	4.418	2.04264872	8.039	19
AL	7.034	2.86314596	14.72	37
AN	2.02	1.41421356	3.424	7
AO	4.219	1.6955825	6.935	25
AP	5.504	2.4098563	10.74	28
AQ	2.873	1.76930347	5.278	11
AR	7.931	3.29319925	18.2	40
AV	4.172	2.0519567	7.732	19
AW	6.703	3.16847214	16.02	32
AY	6.446	3.02529023	14.84	31

Tabla VI.2. Medidas de la riqueza de especies.

	Número especies	Margalef	Menhinick	Alfa Fisher
Número especies	1.00	0.96	0.84	0.91
		p=.000	p=.000	p=.000
Margalef	0.96	1.00	0.93	0.98
	p=.000		p=.000	p=.000
Menhinick	0.84	0.93	1.00	0.98
	p=.000	p=.000		p=.000
Alfa Fisher	0.91	0.98	0.98	1.00
	p=.000	p=.000	p=.000	

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.3. Análisis de correlación entre las medidas de la riqueza de especies.

3.1.1.1.2. Estimación de la riqueza de especies

3.1.1.1.2.1. Curvas de acumulación de especies

Los valores estimados de la riqueza de especies por los modelos asintóticos de Dependencia Lineal (Tabla VI.4.) y de Clench (Tablas VI.5.) indicaron una mayor diversidad en las estaciones AF y AR y una menor diversidad en las estaciones AN y AQ. Como indican los valores del análisis de correlaciones, estos resultados casi no difieren de los obtenidos por los índices de riqueza de especies. El modelo Logarítmico (Tabla VI.6.), no asintótico, indica los mismos resultados cuando estimamos la riqueza de especies en un esfuerzo de muestreo de 1000 muestras. El análisis de correlación entre los resultados obtenidos por las tres curvas de acumulación (Tabla VI.7.) pone de manifiesto una alta correlación entre ellos, siempre con un nivel de significación inferior a 0.0001. La correlación con el valor de la riqueza de especies observado en el muestreo, aun siendo inferior que la obtenida entre los estimadores, es considerablemente elevada y altamente significativa ($p < 0.0001$) en los tres casos.

Modelo de Clench	a	b	riqueza de especies estimada
AA	1.711041	0.030590	55.93448684
AB	2.450436	0.050068	48.94245929
AC	3.347585	0.055831	59.95875157
AD	1.912815	0.033130	57.7360367
AF	2.695335	0.037621	71.64467561
AH	2.052794	0.047869	42.8839525
AI	2.100371	0.045012	46.66282351
AJ	1.731884	0.061917	27.97122643
AL	2.537437	0.044193	57.41770814
AN	0.667826	0.052191	12.79582599
AO	1.296818	0.027664	46.87781246
AP	2.484254	0.060368	41.15202817
AQ	1.456156	0.093520	15.57044494
AR	1.939204	0.026937	71.98938187
AV	1.150783	0.035867	32.08513848
AW	2.036278	0.035818	56.85083786
AY	2.182488	0.039527	55.2155968

Tabla VI.4. Modelo de Clench.

Modelo de Dependencia Lineal	a	b	riqueza de especies estimada
AA	1.571511	0.041632	37.74758101
AB	2.225893	0.066015	33.71806221
AC	2.892133	0.066302	43.62084644
AD	1.704546	0.042006	40.57861298
AF	2.473893	0.051074	48.43776093
AH	1.813226	0.059590	30.42819505
AI	1.875488	0.057226	32.77326395
AJ	1.514335	0.075406	20.08241008
AL	2.252763	0.055518	40.57698904
AN	0.615742	0.071888	8.56525407
AO	1.204669	0.038812	31.03839548
AP	2.155829	0.072570	29.70670751
AQ	1.247793	0.108948	11.45310775
AR	1.789357	0.037147	48.16939465
AV	1.047079	0.047770	21.91911742
AW	1.885480	0.049539	38.06076403
AY	2.014736	0.054397	37.03789333

Tabla VI.5. Modelo de Dependencia Lineal.

Modelo Logarítmico	a	b	riqueza de especies estimada en 1000 muestras
AA	1.898946	0.052625	89.50723243
AB	2.788207	0.062862	84.37930074
AC	4.102644	0.055876	99.57809091
AD	2.218644	0.054395	90.18469933
AF	2.981894	0.040745	119.9211984
AH	2.420394	0.075418	71.24015828
AI	2.439609	0.067904	77.41640778
AJ	2.094278	0.121599	47.89591546
AL	2.963976	0.055259	94.44485186
AN	0.741140	0.252471	22.92108734
AO	1.414759	0.061208	74.82650154
AP	2.998412	0.080921	70.18379221
AQ	1.793450	0.237742	28.07945739
AR	2.132912	0.040010	113.1694438
AV	1.291630	0.095281	52.52871711
AW	2.248194	0.051414	94.44960482
AY	2.394313	0.052502	94.15841946

Tabla VI.6. Modelo Logarítmico.

	SR observado	Clench	Dependencia lineal	Logarítmico
SR observado	1.0000	0.967	0.986	0.967
		p=.000	p=.000	p=.000
Clench	0.967	1.0000	0.995	0.996
	p=.000		p=.000	p=.000
Dependencia lineal	0.986	0.995	1.0000	0.993
	p=.000	p=.000		p=.000
Logarítmico (100 muestras)	0.967	0.996	0.993	1.0000
	p=.000	p=.000	p=.000	

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.7. Análisis de correlación entre las curvas de acumulación.



3.1.1.1.2.2. Estimadores no paramétricos

Todos los estimadores de la riqueza de especies basados en datos cualitativos (Tabla VI.8.) coincidieron en valorar a las estaciones AC y AI como dos de las estaciones más diversas y AN y AQ como las menos diversas. No obstante, las estaciones AF y AI también presentan valores altos con los estimadores ICE y Chao 2 respectivamente. Los índices Chao 1, Chao 2 y ICE presentan una desviación estándar muy alta, lo que los hace poco fiables para estimar la riqueza de especies de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró. El valor estimado de los índices Chao 1 y Chao 2 están incluidos en los intervalos de confianza, pero estos son muy amplios. El índice Bootstrap resultó ser el más conservador, con unos valores estimados similares a los observados. Los índices Jacknife 1 y Jacknife 2 fueron, por los valores y la desviación estándar de sus estimaciones, los estimadores más válidos para los datos evaluados. Por otro lado, los estimadores cualitativos coincidieron al considerar las estaciones AC, AR y AA como las más diversas, y AN y AQ como las menos. Los valores de la desviación estándar del índice Chao 1 y la amplitud de sus intervalos de confianza hicieron que este índice se considerara poco fiable. Los bajos valores de la desviación estándar del índice ACE lo hicieron el estimador cuantitativo más fiable para estimar la riqueza de especies de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró. Todos los estimadores muestran una alta correlación con la riqueza de especies observadas (Tabla VI.9.), siendo Chao 1 y Chao 2 los que poseen los valores más bajos. Los estimadores Chao 1 y Chao 2 presentaban una alta correlación entre ellos, pero con una baja correlación con los demás estimadores. Bootstrap y Jacknife 1, los dos índices más conservadores, presentaron una correlación altísima con la riqueza de especies observada ($r=0.99$). Tanto ACE como ICE tuvieron correlaciones elevadas con los restantes índices. No se observaron diferencias en las correlaciones entre los índices cualitativos y los cuantitativos.

	SR obs	Chao 2	SD	IC 95%	IC 95%	Jack 1	SD	Jack 2	SD	Bootstrap	SD	ICE	SD
AA	32	52.64	13.48	38.42	98.4	48.6	3.44	58.28	2.09	39.16	0	59.59	32
AB	30	54.5	18.6	36.53	121.9	43.55	4.58	53.03	0	35.81	1.21	43.73	30
AC	42	115.5	53.88	62.33	307.8	62.45	7.21	79.58	0	50.19	0	69.08	42
AD	37	64	17.62	45.4	123.8	54.65	4.81	66.29	2.53	44.48	0	59.95	37
AF	41	57.41	9.88	46.52	89.8	59.46	3.78	67.31	2.59	49.52	0	68.93	41
AH	28	42.08	10.4	31.86	79.32	40.65	3.48	47.43	2.21	33.59	0	46.65	28
AI	30	86.25	49.82	42.66	279.9	44.61	3.83	56.97	2.37	35.97	0.88	50.09	30
AJ	19	44	24.24	24.07	142.3	28.68	5.09	36.22	0	22.93	1.3	36.41	19
AL	37	44.54	5.31	39.17	63.13	50.65	4.32	51.92	0	43.84	0	54.7	37
AN	7	11	5.29	7.56	35.72	10.82	1.77	12.72	0	8.68	0	13	7
AO	25	44.6	14.36	30.42	95.83	38.65	3.29	47.32	0	30.85	0	55.79	25
AP	28	47.6	14.36	33.42	98.83	41.56	3.92	50.15	0	33.76	1	53.32	28
AQ	11	15	5.29	11.56	39.72	14.84	1.8	16.76	0	12.74	0.52	14.07	11
AR	40	88	28.57	56.31	181.2	63.45	4.93	80.77	2.13	49.59	0.96	87.49	40
AV	19	49.25	28.64	25.31	164.1	29.71	3.39	38.29	2.02	23.36	0.77	37.09	19
AW	32	44.25	8.6	35.54	74.34	45.61	3.49	51.49	0	38.39	0.8	49.28	32
AY	31	49.75	13.08	36.46	95.42	45.53	3.93	54.15	0	37.47	0	51.18	31

	SR obser	Chao 1	SD	IC 95%	IC 95%	ACE	SD
AA	32	68.13	25.87	42.23	159.51	59.51	3.14
AB	30	45.13	12.47	33.69	92.05	40	0
AC	42	102.17	45.04	58.28	264.43	69.34	0
AD	37	58.33	14.52	43.36	108.51	57.37	0
AF	41	55.73	9.09	45.84	85.85	61.64	0
AH	28	36.64	6.82	30.21	61.78	40.22	2.02
AI	30	58.17	23.17	36.88	145.24	44.33	0
AJ	19	44	24.24	24.07	142.28	49.19	7.1
AL	37	44.68	5.59	39.14	64.55	51.39	2.27
AN	7	15	11.66	7.99	71.82	13.24	0
AO	25	46.13	16.43	30.49	106.34	48.11	0
AP	28	49.13	16.43	33.49	109.34	51.19	4.58
AQ	11	19	11.66	11.99	75.82	14.47	1.27
AR	40	65	15.1	48.38	114.6	74.26	0
AV	19	35.67	14.84	22.73	93.54	34.42	2.9
AW	32	44	9.17	35.18	77.31	40.88	0
AY	31	59.13	20.9	38.67	134.16	47.32	3.22

Tabla VI.8. Estimadores no paramétricos basados en datos cualitativos.

	SR obser	Chao2	Jack1	Jack2	Bootstrap	ICE	Chao1	ACE
SR obser	1.0000	0.76	0.99	0.96	0.99	0.92	0.80	0.88
Chao2		p=.001	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000
Jackknife1		0.76	0.79	0.87	0.76	0.77	0.90	0.78
Jackknife2		p=.001	p=.000	p=.000	p=.001	p=.000	p=.000	p=.000
Bootstrap		0.99	0.79	0.98	0.99	0.95	0.83	0.92
ICE		p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000
Chao1		0.96	0.87	0.98	0.96	0.96	0.88	0.93
ACE		p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000
		0.99	0.76	0.99	0.96	1.0000	0.93	0.80
		p=0.00	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000
		0.92	0.77	0.95	0.96	0.93	0.79	0.95
		p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000
		0.80	0.90	0.83	0.88	0.80	0.79	0.86
		p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000
		0.88	0.78	0.92	0.93	0.89	0.95	0.86
		p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	1.0000

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.9. Análisis de correlación entre los estimadores no paramétricos de la riqueza de especies.

3.1.1.1.2.3. Rarefacción

La rarefacción estimó los valores de la riqueza de especies en cada estación para diferentes esfuerzos de muestreo, medidos como número de individuos (Tabla VI.10.). Se obtuvo por intrapolación la riqueza de especies por 1, 11, 21, 31, ... individuos. Debido a las estaciones AN y AQ, donde el número de individuos capturados fue muy bajo en comparación a las demás estaciones, se utilizó el valor de la riqueza de especies por 31 individuos capturados para comparar la diversidad entre las estaciones. Por lo tanto, las estaciones AN y AQ ocasionaron una gran pérdida de información. Si estas dos estaciones hubieran sido eliminadas del análisis las estaciones podrían haberse comparado con la información aportada por un esfuerzo de muestreo de 91 individuos. No obstante, un análisis de correlación entre los resultados obtenidos en los dos valores de N indicaron que la diferencia es despreciable ($r=0.95$, $p<0.000001$) (Fig. VI.3.). Los resultados de la rarefacción indicaron una mayor riqueza de especies en las estaciones AB, AC, AR y AW, y una baja riqueza de las estaciones AN, AQ, AO y AV.



N	AA	SD	AB	SD	AC	SD	AD	SD	AF	SD	AH	SD	AI	SD
1	1	0.9249	1	0.9657	1.948	1.31	1.907	1.253	1.853	1.168	1.875	1.207	1	0.961
11	6.496	1.879	8.856	2.266	8.705	2.275	7.145	2.026	6.89	2.014	6.65	1.928	8.236	2.144
21	10.61	2.219	14.13	2.418	13.77	2.479	11.82	2.352	10.46	2.402	10.6	2.281	12.84	2.368
31	13.54	2.355	17.97	2.382	17.1	2.53	15.04	2.468	14.13	2.672	13.74	2.458	16.31	2.437
41	16.03	2.408	20.95	2.272	20	2.547	17.45	2.51	16.78	2.797	16.43	2.543	19.16	2.426
51	18.22	2.411	23.35	2.118	22.57	2.548	19.74	2.52	19.7	2.877	18.8	2.574	21.35	2.374
61	19.98	2.384	25.34	1.929	24.54	2.539	21.91	2.504	22.32	2.903	20.92	2.567	23.48	2.283
71	21.93	2.32	27.03	1.705	26.11	2.526	23.66	2.472	24.07	2.898	23.03	2.529	25.54	2.148
81	23.55	2.236	28.48	1.429	27.83	2.502	25.23	2.426	26.3	2.868	24.77	2.469	27.22	1.99
91	25.04	2.125	29.75	1.057	29.25	2.472	26.53	2.373	27.98	2.827	26.39	2.387	28.75	1.791
101	26.44	1.983	30.89	0.3275	30.44	2.437	27.87	2.302	29.88	2.759	27.89	2.283	30.17	1.53
111	27.63	1.824			31.69	2.389	29.23	2.207	31.33	2.692	29.3	2.154	31.5	1.165
121	29.01	1.575			32.98	2.323	30.38	2.105	32.99	2.595	30.63	1.997	32.76	0.490
131	30.2	1.267			34.1	2.248	31.47	1.986	34.26	2.505	31.89	1.807		
141	31.34	0.7952			35.06	2.167	32.39	1.862	35.72	2.38	33.08	1.573		
151					36.21	2.048	33.37	1.701	36.84	2.265	34.21	1.271		
161					37.21	1.917	34.39	1.486	38.14	2.107	35.28	0.830		
171					38.1	1.775	35.28	1.242	39.37	1.924				
181					39.06	1.584	36.04	0.9509	40.22	1.773				
191					40.09	1.313	36.84	0.3937	41.33	1.528				
201					41.01	0.9705			42.2	1.282				
211					41.82	0.4214			43.21	0.871				
221									43.91	0.293				

N	AJ	SD	AL	SD	AN	SD	AO	SD	AP	SD	AQ	SD	AR	SD
1	1	0.9312	1.93	1.278	1	0.735	1.614	0.897	1	0.942	1	0.915	1.936	1.293
11	6.375	1.649	7.598	2.097	4.129	1.221	4.378	1.475	7.563	1.907	6.211	1.407	8.425	2.235
21	9.534	1.754	12.3	2.396	6.161	1.107	6.305	1.738	10.91	2.039	8.519	1.342	12.94	2.514
31	11.46	1.829	15.82	2.532	7.843	0.390	8.258	1.918	13.8	2.113	10.14	1.142	17.2	2.67
41	13.03	1.878	18.73	2.584			9.66	2	15.87	2.141	11.44	0.709	20.1	2.724
51	14.44	1.888	21.22	2.583			11.07	2.048	17.65	2.138			23.17	2.734
61	15.75	1.855	23.41	2.546			12.47	2.066	19.23	2.105			25.39	2.707
71	16.99	1.777	25.36	2.48			13.52	2.06	20.54	2.049			27.85	2.64
81	18.17	1.648	27.11	2.391			14.72	2.032	22.02	1.946			29.87	2.547
91	19.2	1.48	28.69	2.28			15.63	1.995	23.15	1.831			31.74	2.427
101	20.42	1.176	30.13	2.149			16.68	1.932	24.44	1.646			33.48	2.277
111	21.48	0.7057	31.45	1.997			17.48	1.867	25.56	1.423			34.93	2.115
121			32.65	1.823			18.42	1.769	26.61	1.117			36.59	1.874
131			33.75	1.622			19.23	1.66	27.61	0.6129			37.86	1.631
141			34.75	1.388			19.92	1.543					39.3	1.242
151			35.66	1.102			20.74	1.369					40.41	0.753
161			36.48	0.7071			21.38	1.19						
171							22.14	0.895						
181							22.74	0.506						
191														
201														
211														
221														

N	AV	SD	AW	SD	AY	SD
1	0.9996	0.9132	1	0.9461	1	0.9419
11	6.574	1.734	8.439	2.225	7.703	2.09
21	9.69	1.829	13.56	2.483	12.17	2.379
31	11.92	1.8	17.55	2.501	15.44	2.445
41	13.65	1.74	20.79	2.403	18.78	2.404
51	15.07	1.662	23.47	2.242	21.35	2.301
61	16.3	1.552	25.71	2.038	23.57	2.151
71	17.44	1.386	27.61	1.795	25.54	1.956
81	18.52	1.123	29.23	1.499	27.31	1.699
91	19.58	0.6351	30.63	1.105	28.92	1.343
101			31.88	0.3422	30.42	0.743
111						
121						
131						
141						
151						
161						
171						
181						
191						
201						
211						
221						

Tabla VI.10. Rarefacción.

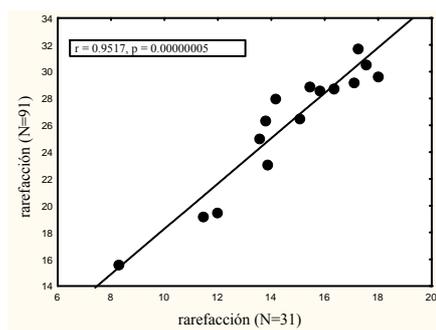


Fig VI.3. Análisis de correlación entre las estimaciones de la rarefacción para un total de 31 y 91 individuos.

3.1.1.2. Medidas de diversidad o medidas de heterogeneidad

3.1.1.2.1. Medidas paramétricas de la diversidad

Los datos del muestreo de la araneofauna edáfica del Parque Natural se ajustaron, de los cuatro modelos de abundancia de especies más frecuentes, a una serie logarítmica. Todas las estaciones se ajustaban a este modelo, y todas, excepto AN, se ajustaban también a una distribución log normal. Los datos no se ajustaron en ninguna de las estaciones al modelo geométrico ni al modelo de la vara quebrada.

Los valores por clases de abundancia estimados por el modelo logarítmico (Tabla VI.11.) indicaron que la clase más abundante era, con una importante diferencia, la primera. La primera clase de abundancias incluye a las especies representadas por 2,5 o menos individuos, y se observó que era la clase más numerosa en todas las estaciones. Entre el número de especies de las demás clases de abundancias no se observan grandes diferencias. La máxima clase de abundancia que se observó fue la cinco, correspondiente a un máximo de 32,5 individuos. Siete estaciones alcanzaron la clase cinco de abundancia, ocho la clase cuatro (16,5 individuos) y dos estaciones la clase tres (8,5 individuos).

Serie logarítmica

Clases de abundancia	Nº máximo de individuos	AA obs	AA est	AB obs	AB est	AC obs	AC est	AD obs	AD est	AF obs	AF est
1	2.5	21	16.95	16	18.94	22	21.43	22	18.67	28	22.53
2	4.5	5	5.55	8	5.51	4	7.17	4	6.29	7	7.53
3	8.5	3	4.78	4	4.06	8	6.37	6	5.63	6	6.67
4	16.5	1	3.15	3	1.16	6	4.45	3	4	0	4.63
5	32.5	2	1.5	0	0	2	1.68	2	2.21	3	2.62
6	64.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chi-square	3.32044		4.480		2.4357		1.719		1.485		3.018
grados libertad	4		3		4		4		3		3

Clases de abundancia	Nº máximo de individuos	AH obs	AH est	AI obs	AI est	AJ obs	AJ est	AL obs	AL est	AN obs	AN est
1	2.5	24	18.95	19	19.08	14	11.03	24	19.74	6	4.49
2	4.5	4	6.23	7	5.85	1	3.73	3	6.43	1	1.41
3	8.5	5	5.39	4	4.62	2	3.35	5	5.51	1	1.97
4	16.5	0	3.59	3	2.7	5	3.39	2	3.59	0	0
5	32.5	3	1.77	0	0	0	0	3	1.14	0	0
6	64.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chi-square			0.342		4.1025		6.513		1.105		4.998
grados libertad			3		3		4		2		4



Clases de abundancia	Nº máximo de individuos	AO obs	AO est	AP obs	AP est	AQ obs	AQ est	AR obs	AR est	AV obs	AV est
1	2.5	15	9.91	17	14.55	7	6.86	27	23.57	10	10.45
2	4.5	3	3.57	3	4.82	1	2.12	4	7.26	3	3.45
3	8.5	2	3.49	4	4.22	4	2.46	6	5.78	5	3.01
4	16.5	1	2.95	4	3.71	0	0	4	4.09	2	2.88
5	32.5	2	3.06	0	0	0	0	0	0	0	0
6	64.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chi-square			1.134		1.5569		1.977		1.671		4.542
grados libertad			3		2		3		3		3

Clases de abundancia	Nº máximo de individuos	AW obs	AW est	AY obs	AY est
1	2.5	18	19.83	19	18.7
2	4.5	10	5.68	8	5.51
3	8.5	2	4.11	2	4.14
4	16.5	2	2.17	2	2.55
5	32.5	0	0	0	0
6	64.5	0	0	0	0
Chi-square			2.347		3.3204
grados libertad			3		4

Tabla VI.11. Series logarítmica.

El estadístico Q (Tabla VI.12.) señala una mayor diversidad en las estaciones AF y AR, y una menor diversidad en las estaciones AN y AQ. Los resultados de este índice, basado en la distribución de abundancias de la especies, presentan una alta correlación con la riqueza de especies observada ($r = 0,8883$, $p=0,000002$).

Estadístico Q

	Estadístico Q	Intervalo de confianza	
		inferior 95%	superior 95%
AA	11.54	6.681	14.43
AB	12.62	7.534	15.87
AC	11.82	8.063	13.2
AD	12.43	7.708	14.19
AF	19.57	10.88	21.64
AH	13.71	7.761	15.9
AI	12.26	7.452	14.73
AJ	5.049	3.226	6.213
AL	13.67	8.175	16.59
AN	2.885	0	5.049
AO	9.558	4.368	11.54
AP	7.694	4.829	9.631
AQ	3.597	2.164	6.187
AR	18.2	8.816	17.31
AV	5.903	3.989	9.277
AW	14.11	8.372	18.5
AY	12.74	7.255	16.59

Tabla VI.12. Estadístico Q.

3.1.1.2.2. Medidas no paramétricas de la diversidad

Todos los índices de equidad (Tabla VI.13.) utilizados para evaluar la diversidad de arañas del Parque Natural indicaron que las estaciones con una mayor equidad eran AB y AC, aunque difirieron a la hora de valorar otras estaciones. Los índices de Shannon, Pielou, McIntosh y Brillouin, además de las dos estaciones mencionadas, consideraron AL, AR y AW como unas de las estaciones con mayor equidad, y los índices de Alatalo, Molinari y Hill indicaron que AJ y AQ eran las más equitativas. Por lo que

respecta a las estaciones con una menor equidad los índices de Shannon, Pielou, Alatalo y Brillouin consideraron que eran AN y AO, mientras que los índices de Molinari y Hill consideraron a AF y AO. Los índices de dominancia de Simpson y Berger-Parker dieron los mismos resultados (Tabla VI.14.), indicando una mayor dominancia en las estaciones AN y AO, y una menor dominancia en las estaciones AB y AC. La matriz de correlaciones entre los índices de diversidad (Tabla VI.15.), tanto los de equidad como los de dominancia, indicaron una alta correlación entre los índices de Simpson, McIntosh y Berger-Parker ($r=0,98$ y $0,99$, $p<0,000001$). Otras correlaciones, aunque significativas, resultaron bajas. Estas son las que presentan el índice de Hill con Pielou y Brillouin, el índice de Simpson con Alatalo y el índice de McIntosh con Molinari. La correlación del índice de Hill con el de Simpson, McIntosh y Berger-Parker fue no significativa, igual que la del índice de Shannon con Hill, Alatalo y Molinari. Todas las demás correlaciones resultaron altamente significativas. El resultado de las correlaciones entre los diferentes índices de heterogeneidad señalan dos agrupaciones, una primera formada por los índices de Shannon, Pielou y Brillouin, Simpson, McIntosh y Berger-Parker, y una segunda constituida por los índices de Hill, Alatalo y Molinari.

	Shannon	Brillouin	Hill	Pielou	Alatalo	McIntosh	Molinari
AA	2.6	0.699	0.534	0.749	0.497	0.683	0.123
AB	3.12	0.881	0.788	0.909	0.778	0.847	0.442
AC	3.2	0.856	0.734	0.856	0.723	0.821	0.372
AD	2.86	0.778	0.58	0.793	0.555	0.74	0.171
AF	2.71	0.71	0.443	0.716	0.403	0.656	0.0655
AH	2.69	0.701	0.523	0.751	0.489	0.694	0.117
AI	2.98	0.785	0.682	0.852	0.665	0.799	0.294
AJ	2.41	0.753	0.711	0.778	0.682	0.71	0.317
AL	3.01	0.79	0.65	0.834	0.632	0.786	0.252
AN	1.25	0.576	0.629	0.602	0.48	0.395	0.111
AO	1.62	0.504	0.507	0.516	0.385	0.405	0.0571
AP	2.72	0.747	0.702	0.815	0.681	0.758	0.315
AQ	2.08	0.741	0.777	0.837	0.745	0.703	0.399
AR	3.13	0.779	0.636	0.843	0.62	0.802	0.238
AV	2.33	0.706	0.619	0.777	0.578	0.672	0.193
AW	3.04	0.853	0.644	0.876	0.626	0.807	0.246
AY	2.82	0.778	0.569	0.82	0.541	0.749	0.158

Tabla VI.13. Índices de equidad.

	Simpson	Berger-Parker
AA	0.139	0.306
AB	0.0559	0.108
AC	0.0555	0.123
AD	0.0985	0.219
AF	0.151	0.336
AH	0.129	0.292
AI	0.0745	0.138
AJ	0.127	0.233
AL	0.0757	0.15
AN	0.455	0.656
AO	0.391	0.603
AP	0.0943	0.17
AQ	0.161	0.283
AR	0.0686	0.161
AV	0.157	0.326
AW	0.0746	0.196
AY	0.105	0.248

Tabla VI.14. Índices de dominancia.



	Shannon	Pielou	Brillouin	Hill	Alatalo	Molinari	Simpson	McIntosh	Berger-Parker
Shannon	1.00	0.83	0.88	0.20	0.47	0.42	-0.95	0.94	-0.93
		p=.000	p=.000	p=.446	p=.059	p=.093	p=.000	p=.000	p=.000
Pielou	0.83	1.00	0.96	0.61	0.81	0.75	-0.91	0.96	-0.94
	p=.000		p=.000	p=.010	p=.000	p=.001	p=.000	p=.000	p=.000
Brillouin	0.88	0.96	1.00	0.55	0.75	0.71	-0.90	0.96	-0.93
	p=.000	p=.000		p=.023	p=.001	p=.002	p=.000	p=.000	p=.000
Hill	0.20	0.61	0.55	1.00	0.95	0.95	-0.33	0.46	-0.49
	p=.446	p=.010	p=.023		p=.000	p=.000	p=.194	p=.060	p=.047
Alatalo	0.47	0.81	0.75	0.95	1.00	0.99	-0.60	0.71	-0.73
	p=.059	p=.000	p=.001	p=.000		p=.000	p=.010	p=.001	p=.001
Molinari	0.42	0.75	0.71	0.95	0.99	1.00	-0.55	0.66	-0.68
	p=.093	p=.001	p=.002	p=.000	p=.000		p=.022	p=.004	p=.003
Simpson	-0.95	-0.91	-0.90	-0.33	-0.60	-0.55	1.00	-0.98	0.98
	p=.000	p=.000	p=.000	p=.194	p=.010	p=.022		p=.000	p=.000
McIntosh	0.94	0.96	0.96	0.46	0.71	0.66	-0.98	1.00	-0.99
	p=.000	p=.000	p=.000	p=.060	p=.000	p=.004	p=.000		p=.000
Berger-Parker	-0.93	-0.94	-0.93	-0.49	-0.73	-0.68	0.98	-0.99	1.00
	p=.000	p=.000	p=.000	p=.047	p=.000	p=.003	p=.000	p=.000	

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.15. Análisis de correlaciones entre los índices de diversidad o heterogeneidad.

3.1.2. Medidas de la diversidad beta

3.1.2.1. Índices de la diversidad beta

Los índices de beta diversidad para las estaciones (Tabla VI.16.) mostraron valores bajos, indicando una baja diferencia y una alta uniformidad de los datos obtenidos entre las diferentes trampas de cada estación. Aunque se observaron valores diferentes entre las estaciones estos diferían muy poco entre ellos, y se consideraron como valores bajos. Los valores de los índices para el Parque Natural del Cadí-Moixeró resultaron considerablemente más elevados, no obstante indicaron una diversidad beta moderada. La elevada diferencia entre la diversidad beta de las estaciones y la del Parque Natural indicada por el índice de Cody, fue debida principalmente a la dependencia de este a la riqueza de especies. El análisis de correlación entre los resultados obtenidos por los diferentes índices (Tabla VI.17.) pone de manifiesto una elevada correlación entre ellos, y todos resultaron altamente significativos. Los valores más bajos de correlación se observaron entre los índices de Routledge Br y Be ($r=0.76$, $p<0,000001$), Routledge Br y Cody ($r=0.82$, $p<0,000001$) y Routledge Br y Bi ($r=0.88$, $p<0,000001$). De modo que el índice de Routledge Br es el que difiere más respecto a los demás índices.

	Whittaker	Br	Routledge Bi	Be	Cody	Wilson & Shmida
PNCM	4.31	1.619	1.238	3.449	127.5	4.258
AA	2.491	0.8417	0.8675	2.381	24	2.618
AB	1.34	0.5626	0.7046	2.023	16	1.208
AC	1.182	0.4554	0.5321	1.703	17.5	0.9091
AD	2.171	0.8525	0.8912	2.438	26	2.229
AF	1.933	0.936	0.8952	2.448	27.5	1.833
AH	1.526	0.6658	0.7085	2.031	17	1.193
AI	1.619	0.7424	0.7869	2.197	18	1.429
AJ	1.047	0.4847	0.5266	1.693	10.5	0.9767
AL	1.176	0.5718	0.6126	1.845	20.5	1.206
AN	1	0.5238	0.5283	1.696	3.5	0.875
AO	2.026	0.7932	0.8451	2.328	11.5	1.513
AP	1.286	0.6402	0.649	1.914	16.5	1.347
AQ	1.308	0.5	0.6256	1.869	7	1.346
AR	1.247	0.5934	0.6458	1.907	23	1.26
AV	1.439	0.6667	0.6518	1.919	12	1.463
AW	1.963	0.9104	0.9439	2.57	18	1.667
AY	1.768	0.6771	0.7666	2.153	17.5	1.563

Tabla VI.16. Índices de la diversidad beta para el Parque Natural y para cada una de las estaciones de muestreo.

	Whittaker	Routledge Br	Routledge Bi	Routledge Be	Cody	Wilson & Shmida
Whittaker	1.0000	0.88	0.96	0.93	0.96	0.97
Routledge Br	0.88	1.0000	0.88	0.76	0.82	0.89
Routledge Bi	0.96	0.88	1.0000	0.95	0.97	0.93
Routledge Be	0.93	0.76	0.95	1.0000	0.99	0.89
Cody	0.96	0.82	0.97	0.99	1.0000	0.92
Wilson & Shmida	0.97	0.89	0.93	0.89	0.92	1.0000

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.17. Análisis de correlación entre los índices de la beta diversidad.

3.1.2.2. Índices de complementariedad y similitud

Los índices de Jaccard, Sorensen y la medida de complementariedad agruparon las diecisiete estaciones consideradas con idénticos valores de similitud o distancia (Fig. VI.4.).

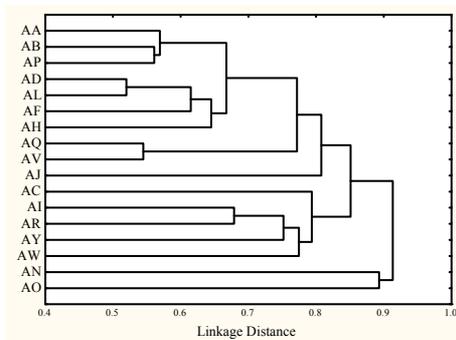
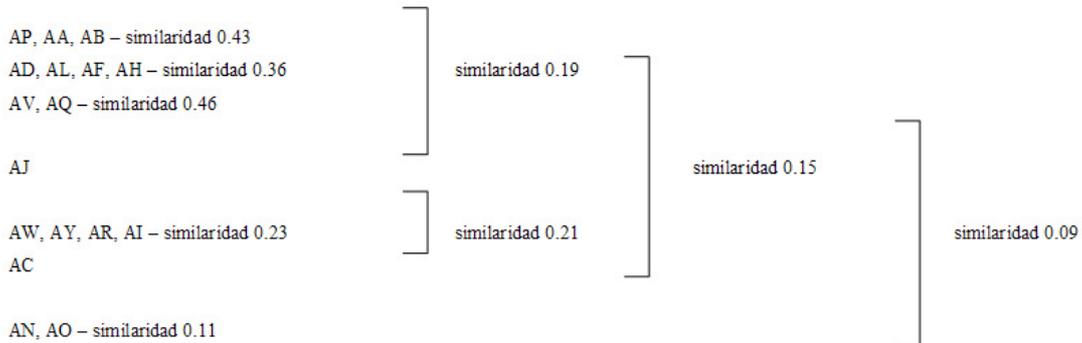


Fig VI.4. Representación cluster de la matriz de similitudes de los índices de Jaccard, Sorensen y Complementariedad.



Según los resultados de estos tres índices basados en las especies de arañas de cada comunidad, se consideraron las siguientes agrupaciones:



Los índices de Chao-Jaccard y Chao-Sorensen cuantitativos dieron idénticos resultados, y mostraron algunas diferencias respecto a las agrupaciones de los análisis anteriores (Fig. VI.5.).

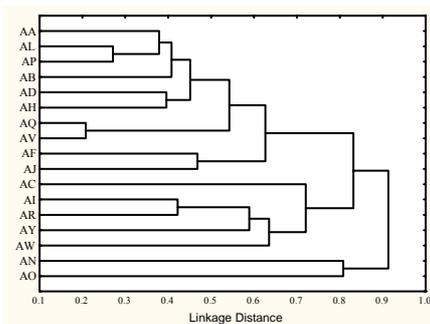
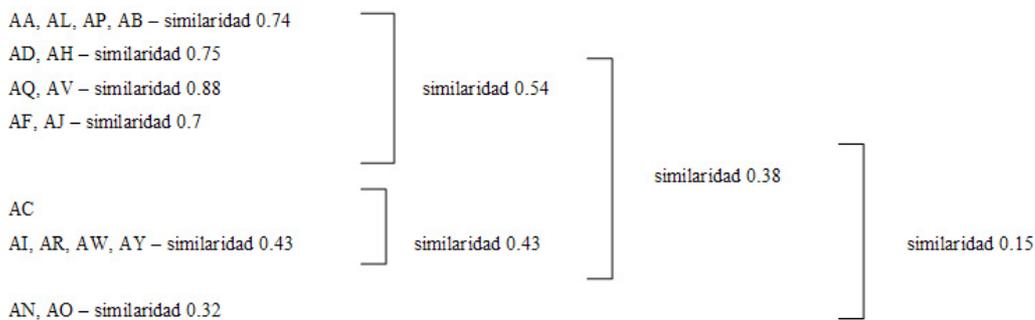


Fig. VI.5. Representación cluster de la matriz de similitudes de los índices Chao-Jaccard y Chao-Sorensen cuantitativo.

Las agrupaciones que se establecieron en base a los resultados de estos índices y sus valores de similaridad:



El cluster resultante de la representación de la matriz de similitudes del índice cualitativo de Bray-Curtis (Fig. VI.6.) mostró unas agrupaciones algo diferentes a los demás índices, aunque se observó el mantenimiento de los grupos más sólidos.

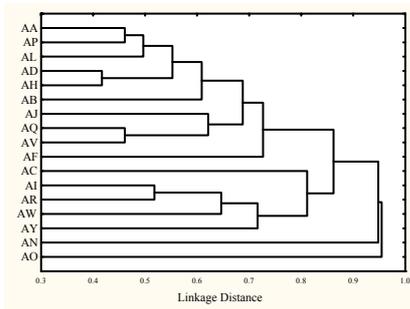
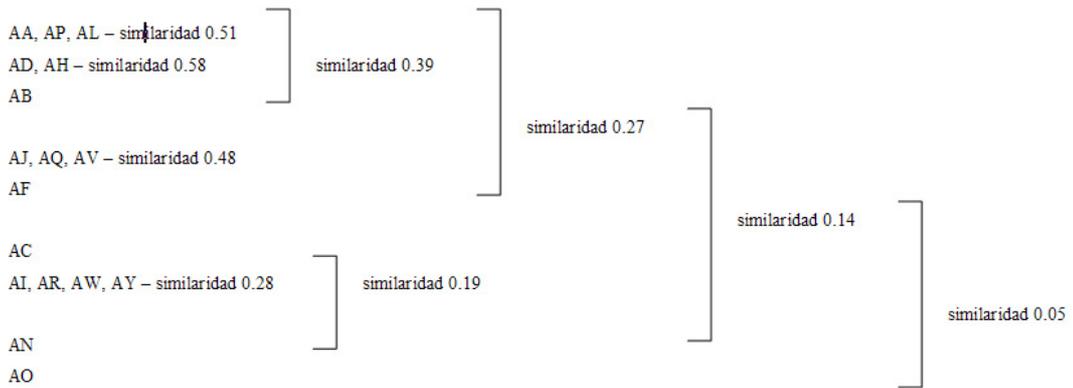


Fig. VI.6. Representación cluster de la matriz de similitudes del índice de Bray-Curtis.

Este índice dio como resultado las siguientes agrupaciones:



La representación en cluster del índice de Morisita-Horn (Fig. VI.7.) mostró unas agrupaciones considerablemente diferentes a la de los demás índices:

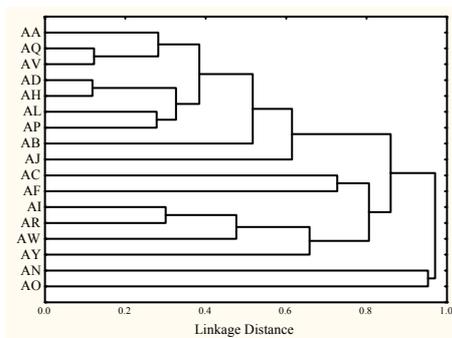
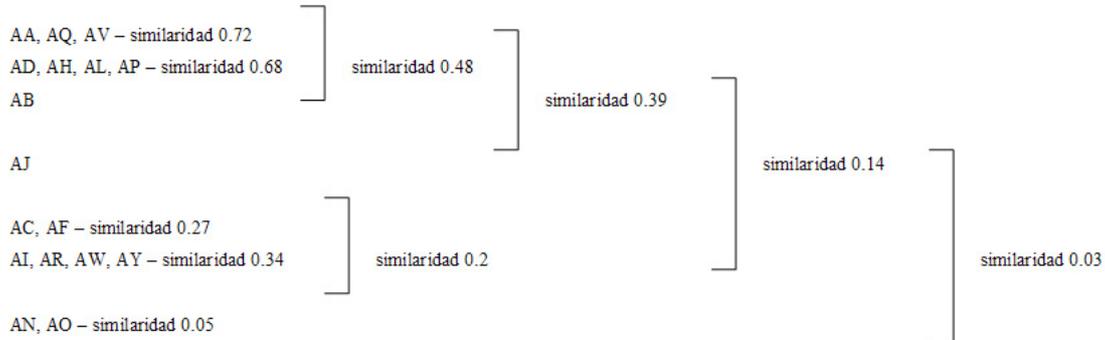


Fig. VI.7. Representación cluster de la matriz de similitudes del índice de Morisita-Horn.



En base a los resultados obtenidos por el índice de Morisita-Horn se consideraron los siguientes grupos:



Se analizaron las correlaciones entre los diferentes índices de similaridad/disimilaridad (Tabla VI.18.) obteniendo como resultado una elevada correlación entre todos ellos y una elevada significación en todos los casos. La correlación más alta ($r=1$, $p<0.00001$) se alcanzó entre el índice de Jaccard y la medida de complementariedad. Las correlaciones más bajas las presentó el índice de Morisita-Horn con Sorensen, Jaccard y la medida de complementariedad ($r=0.73$, $p<0.00001$).

	Chao-Sorensen cuantitativo	Chao-Jaccard cuantitativo	Bray- Curtis	Morisita- Horn	Sorensen	Jaccard	Complement
Chao-Sorensen cuantitativo	1.00	0.99	0.93	0.89	0.87	0.86	-0.85
		p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=0.00
Chao-Jaccard cuantitativo	0.99	1.00	0.94	0.91	0.87	0.87	-0.86
	p=.000		p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=0.00
Bray-Curtis	0.93	0.94	1.00	0.94	0.86	0.86	-0.86
	p=.000	p=.000		p=.000	p=.000	p=.000	p=0.00
Morisita-Horn	0.89	0.91	0.94	1.00	0.74	0.73	-0.73
	p=.000	p=.000	p=.000		p=.000	p=.000	p=.000
Sorensen	0.87	0.87	0.86	0.74	1.00	0.99	-0.99
	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000		p=.000	p=0.00
Jaccard	0.86	0.87	0.86	0.73	0.99	1.00	-1.00
	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000		p=.000
Complement	-0.85	-0.86	-0.86	-0.73	-0.99	-1.00	1.00
	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.18. Análisis de correlación entre los índices de similaridad.

3.1.2.3. Estimación de la diversidad beta

Las agrupaciones establecidas por los estimadores de la diversidad beta, Chao-Jaccard y Chao-Sorensen, (Fig. VI.8.) difirieron considerablemente de los resultados obtenidos por los demás índices de la diversidad beta. Los dos estimadores mostraron idénticos resultados.

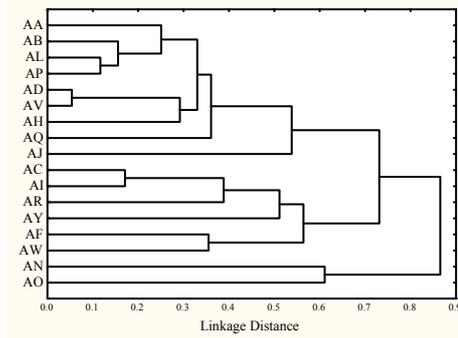
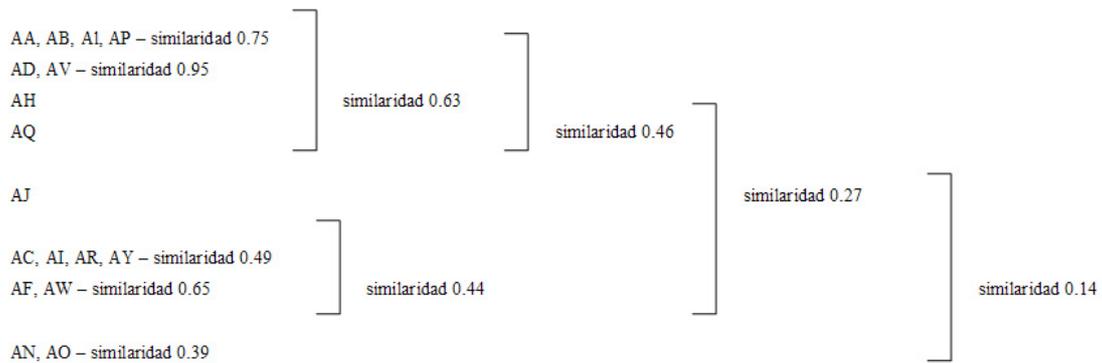


Fig. VI.8. Representación cluster de la matriz de similitudes de los estimadores Chao-Jaccard y Chao-Sorensen.

Los estimadores de la beta diversidad indicaron las siguientes agrupaciones:



La correlación entre ambos estimadores es alta, con una significación muy elevada (Tabla VI.19).

	Estimador Chao-Sorensen	Estimador Chao-Jaccard
Estimador Chao-Sorensen	1	0.98 p=.000
Estimador Chao-Jaccard	0.98 p=.000	1

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.9. Análisis de correlación entre los estimadores de la beta diversidad.

3.1.3. Las comunidades de arañas como caracterizadoras del hábitat

Las estaciones de muestreo fueron agrupadas según características bióticas, como la comunidad vegetal dominante, y abióticas, principalmente la altitud. Los diferentes ambientes que se muestrearon y las estaciones que los representaron fueron:

- Robledales y encinares baja altitud (de 800 m a 1300 m) – AR, AW, AY.
- Matorral (1100 m) – AI



- Prado pastoreo (1500 m) - AC
- Bosque de ribera (1100 m)- AJ
- Hayedo (1400 m)– AQ, AV
- Coníferas alta altitud (de 1750 m a 1900 m)– AA, AB, AP
- Coníferas media altitud (de 1400 m a 1600 m)– AH, AL, AF, AD
- Prado alpino (de 2100 m a 2500 m)– AO, AN

En base a estas agrupaciones se analizó, mediante un análisis de similaridad (ANOSIM), la capacidad de las arañas de caracterizar los hábitats. Para ello se tuvieron en cuenta los resultados de todos los índices de similaridad utilizados, haciendo un análisis para cada uno de ellos. Los resultados (Tabla VI.20.) indicaron que las agrupaciones con un valor R más elevado eran las resultantes de los índices de Jaccard, Sorensen y Complementariedad. No obstante, los resultados obtenidos por los diferentes índices, con excepción del de Morisita-Horn, fueron muy similares. Las agrupaciones obtenidas por los estimadores (Estimador Chao-Jaccard, Estimador Chao-Jaccard) difirieron mucho de las obtenidas con los demás índices, no obstante el valor de R obtenido por el análisis de similaridad es muy próximo al de los tres índices seleccionados como los más válidos (Jaccard, Sorensen y Complementariedad). Estos tres índices dieron idénticos resultados, obteniéndose en los tres casos las siguientes agrupaciones:

AA, AB, AP // AD, AL, AF, AH // AQ, AV // AJ // AC // AI, AR, AY, AW // AN, AO

Las agrupaciones obtenidas se correspondieron, con la única diferencia de la estación AI, con la clasificación establecida por ambientes de las estaciones de muestreo, lo que pone de manifiesto la elevada capacidad de las comunidades de arañas para caracterizar el hábitat.

ANOSIM	R	signification level
Jaccard	0.774	0.10%
Sorensen	0.773	0.10%
Chao-Jaccard cuantitativo	0.698	0.10%
Chao-Sorensen cuantitativo	0.698	0.10%
Morisita-Horn	0.625	0.10%
Bray-Curtis	0.739	0.10%
Complementariedad	0.774	0.10%
Estimador Chao-Jaccard	0.643	0.10%
Estimador Chao-Sorensen	0.643	0.10%

Tabla VI.20. Análisis de similaridad (ANOSIM).

En base a estas agrupaciones (Jaccard, Sorensen y Complementariedad) se realizó un análisis de similaridad porcentual (SIMPER) (Tablas VI.21., VI.22., VI.23., VI.24., VI.25).

Bosques de coníferas, gran altitud (estaciones AA, AB, AP)	Abundancia media	Similitud media	Similitud media/SD	Contribución %	Acumulado %
Average similarity: 66.08					
<i>Paracoelotes pyrenaicus</i>	24.33	4.4	1.67	6.66	73.18
<i>Harpactocrates ravastellus</i>	15.33	3.97	3.39	6.01	79.19
<i>Cryphoea sylvicola</i>	6.33	1.77	1.91	2.68	81.87
<i>Improphantes improbulus</i>	6.67	1.71	4.79	2.59	84.46
<i>Walckenaeria corniculans</i>	5.33	1.57	11.37	2.38	86.83
<i>Drassodes fugax</i>	5.67	1.53	2.97	2.32	89.15
<i>Dysdera erythrina</i>	3.33	1.05	2.18	1.59	90.75

Tabla VI.21. Análisis SIMPER de la agrupación correspondiente a bosques de coníferas a gran altitud.

Bosques de coníferas, media y baja altitud (estaciones AH, AF, AD, AL)	Abundancia media	Similitud media	Similitud media/SD	Contribución %	Acumulado %
Average similarity: 68.52					
<i>Harpactocrates ravastellus</i>	35.75	7.34	2.84	10.72	77.87
<i>Paracoelotes pyrenaicus</i>	20.75	3.62	1.06	5.29	83.16
<i>Dysdera erythrina</i>	6.5	1.4	3.35	2.04	85.2
<i>Pardosa lugubris</i>	10	1.16	0.9	1.69	86.89
<i>Tegenaria fuesslini</i>	11.75	1.12	0.56	1.64	88.52
<i>Amaurobis similis</i>	4.75	1.12	9.91	1.63	90.16

Tabla VI.22. Análisis SIMPER de la agrupación correspondiente a bosques de coníferas a media y baja altitud.

Robledales y encinares, baja altitud + matorral (estaciones AI, AW, AR, AY)	Abundancia media	Similitud media	Similitud media/SD	Contribución %	Acumulado %
Average similarity: 61.16					
<i>Tegenaria fuesslini</i>	14.75	4.31	1.27	4.31	79.26
<i>Zelotes aeneus</i>	9.5	2.11	1.04	2.11	82.7
<i>Dysdera erythrina</i>	8	1.96	2.67	1.96	85.91
<i>Nemesia dubia</i>	11.5	1.65	0.74	1.65	88.61
<i>Hahnia petrobia</i>	6	1.31	0.91	1.31	90.76

Tabla VI.23. Análisis SIMPER de la agrupación correspondiente a robledales, encinares y matorral.

Hayedos (estaciones AQ, AV)	Abundancia media	Similitud media	Similitud media/SD	Contribución %	Acumulado %
Average similarity: 59.57					
<i>Paracoelotes pyrenaicus</i>	22	9.22	###	15.48	70.24
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	11	4.26	###	7.14	77.38
<i>Harpactocrates ravastellus</i>	6	3.55	###	5.95	83.33
<i>Amaurobis similis</i>	6	2.84	###	4.76	88.1
<i>Tegenaria fuesslini</i>	5	2.13	###	3.57	91.67

Tabla VI.24. Análisis SIMPER de la agrupación correspondiente a hayedos.

Prados alpinos (estaciones AN, AO)	Abundancia media	Similitud media	Similitud media/SD	Contribución %	Acumulado %
Average similarity: 16.20					

Tabla VI.25. Análisis SIMPER de la agrupación correspondiente a prados alpinos.



Los grupos correspondientes a prados de pastoreo (AC) y a bosques de ribera (AJ) no pudieron ser evaluados por estar representados por una única estación. En la agrupación de prados alpinos no pudieron mostrarse las especies responsables de su diferenciación, como consecuencia de la baja similitud entre las dos únicas estaciones correspondientes a esta comunidad vegetal. Los hábitats de coníferas, robledales, encinares y hayedos quedaron caracterizados por la presencia y abundancia de unas pocas especies de arañas edáficas. Se consideraron las especies que explicaban aproximadamente el 90% de la similitud de cada grupo. Un valor superior a uno de la similitud media/SD es indicativo de la importancia de la especie para caracterizar el hábitat. Las comunidades de coníferas de elevada altitud podían identificarse por la presencia de siete especies, siendo las más abundantes *Paracoelotes pyrenaicus* y *Harpactocrates ravastellus*. Los bosques de coníferas a media y baja altitud se caracterizaron por seis especies y las más abundantes eran, como en el caso anterior, *Paracoelotes pyrenaicus* y *Harpactocrates ravastellus*. En el primer caso *P. pyrenaicus* era la especie más abundante, pero en la segunda comunidad la especie abundante fue, con diferencia, *H. ravastellus*. Estas dos especies fueron las que más contribuyeron a la diferenciación de las comunidades de bosques de coníferas. Las comunidades de baja altitud, correspondientes a robledal, encinar y matorral, estaban caracterizadas por seis especies de las que destacaron *Tegenaria fuesslini* y *Zelotes aeneus*. Los hayedos se caracterizaron por la presencia de cinco especies, las más importantes son *Paracoelotes pyrenaicus* y *Tenuiphantes zimmermanni*.

El análisis SIMPER también mostró la disimilitud entre las agrupaciones (Tabla VI.26.), mostrando un grado de disimilitud contenido entre los valores 40 y 72. La comunidad que presentó una mayor disimilitud con el resto fue el prado alpino, con un valor medio de 67.14.

Disimilitud media	Robledales, encinares, matorral	Coníferas elevada altitud	Coníferas baja y media altitud	Hayedos	Bosque ribera	Prado pastoreo	Prado alpino
Robledales, encinares, matorral	0	50.56	51.72	57.29	42.8	54.44	68.16
Coníferas elevada altitud	...	0	40.43	48.61	43.18	57.57	65.97
Coníferas baja y media altitud	0	57.82	46.71	46.63	66.64
Hayedos	0	44.34	72.82	66.44
Bosque ribera	0	61.28	68.85
Prado pastoreo	0	66.77
Prado alpino	0

Tabla VI.26. Disimilitud entre agrupaciones indicada por el análisis SIMPER.

3.1.4. El uso de taxones o especies como indicadores de la diversidad de arañas

Los resultados de los análisis indican que ninguna especie es un buen indicador de la riqueza de especies de arañas, resultando no significativas las correlaciones entre la distribución o abundancia de estas y las medidas de riqueza de especies (Tabla VI.27.). Para cada una de las medidas utilizadas para evaluar la riqueza de especies se efectuó el test de Bonferroni para comprobar la validez de las correlaciones (Tabla VI.28.). Este test no corroboró ninguna de las correlaciones observadas en el primer análisis, indicando que ninguna especie presentaba una correlación significativa con el índice de Margalef, de Menhinick, el Alfa de Williams o la riqueza de especies.

	Agroeca cuprea	Agroeca proxima	Alopecosa pulvurulenta	Drassyllus praeficus	Dysdera erythrina	Gnaphosa occidentalis	Xysticus cristatus
Margalef	0.4070 P=.105	0.4807 P=.051	0.6019 P=.011	0.4970 P=.042	0.5121 P=.036	-0.5693 P=.017	-0.5693 P=.017
Menhinick	0.4936 P=.044	0.4054 P=.106	0.4749 P=.054	0.3319 P=.193	0.5252 P=.030	-0.5224 P=.031	-0.5224 P=.031
Alfa Williams	0.4747 P=.054	0.4599 P=.063	0.5437 P=.024	0.4317 P=.084	0.5243 P=.031	-0.5188 P=.033	-0.5188 P=.033
Riqueza especies	0.3540 p=.163	0.4976 p=.042	0.6385 p=.006	0.5556 p=.021	0.4837 p=.049	-0.5587 p=.020	-0.5587 p=.020

	Zodarion marginiceps	Zelotes aeneus	Zelotes clivicola
Margalef	0.5057 P=.038	0.4354 P=.081	0.5824 P=.014
Menhinick	0.4586 P=.064	0.5077 P=.037	0.4097 P=.102
Alfa Williams	0.4962 P=.043	0.4937 P=.044	0.5072 P=.038
Riqueza especies	0.5097 p=.037	0.3877 p=.124	0.6405 p=.006

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.27. Análisis de correlaciones entre las especies y las medidas de riqueza de especies.

k	alfa level	Margalef p-valor	Menhinick p-valor	Alfa Williams p-valor	Riqueza especies p-valor	
159	0.00032255	p=.011	p=.030	p=.024	p=.006	no significativo
158	0.00032459	p=.014	p=.031	p=.031	p=.006	no significativo
157	0.00032666	p=.017	p=.031	p=.033	p=.020	no significativo
156	0.00032875	p=.017	p=.037	p=.033	p=.020	no significativo
155	0.00033087	p=.036	p=.044	p=.038	p=.021	no significativo
...

Tabla VI.28. Test de Bonferroni para testar los resultados de la tabla VI.27.

Los mismos análisis fueron aplicados para la distribución de los géneros, considerando tanto el número de individuos como el número de especies. Respecto al número de individuos y según el test de Bonferroni (Tablas VI.29. y VI.30.), ningún género presentó una correlación significativa con las medidas de riqueza de especies. No obstante, si se considera el número de especies por género se observaba una correlación altamente significativa de todas las medidas de la riqueza de especies con el género *Zelotes* (Tablas VI.31 y VI.32).

Número de individuos

	Agroeca	Drassyllus	Dysdera	Tegenaria	Zodarion	Zelotes
Margalef	0.4528 p=.068	0.4248 p=.089	0.5102 p=.036	0.4627 p=.061	0.5508 p=.022	0.6380 P=.006
Menhinick	0.5278 p=.029	0.2559 p=.321	0.5241 p=.031	0.5160 P=.034	0.5608 p=.019	0.6394 p=.006
Alfa Williams	0.5215 p=.032	0.3621 p=.153	0.5246 p=.031	0.5110 p=.036	0.5785 p=.015	0.6574 p=.004
Riqueza especies	0.4037 p=.108	0.4854 p=.048	0.4817 p=.050	0.4224 p=.091	0.5282 p=.029	0.6145 p=.009

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.29. Análisis de correlaciones entre géneros y medidas de la riqueza de especies.



k	alfa level	Margalef	Menhinick	Alfa Williams	Riqueza especies	
		p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	
73.00000	0.00070	p=.006	p=.006	p=.004	p=.009	no significativo
72.00000	0.00071	p=.022	p=.019	p=.015	p=.029	no significativo
71.00000	0.00072	p=.036	p=.029	p=.031	p=.048	no significativo
70.00000	0.00073	p=.061	p=.031	p=.032	p=.050	no significativo
69.00000	0.00074	p=.068	p=.034	p=.036	p=.061	no significativo
...

Tabla VI.30. Test de Bonferroni para testar los resultados de la tabla VI.29.

Número de especies

	Agroeca	Alopecosa	Centromerus	Cryphoea	Drassodes	Dysdera
Margalef	.4879 p=.047	.6365 p=.006	.5491 p=.022	.4816 p=.050	.6420 p=.005	.6317 p=.007
Menhinick	.4975 p=.042	.6760 p=.003	.5029 p=.040	.3424 p=.179	.6078 p=.010	.7034 p=.002
Alfa Williams	.5196 p=.033	.6884 p=.002	.5220 p=.032	.3969 p=.115	.6189 p=.008	.6677 p=.003
Riqueza especies	.4661 p=.059	.5954 p=.012	.549 p=.022	.5225 p=.031	.6292 p=.007	.5753 p=.016

	Mansuphantes	Phrurolithus	Tapinocyba	Tegenaria	Zodarion	Zelotes
Margalef	.5514 p=.022	.5495 p=.022	.5181 p=.033	.6487 p=.005	.6503 p=.005	.8008 p=.000
Menhinick	.4349 p=.081	.6345 p=.006	.4329 p=.083	.7195 p=.001	.6848 p=.002	.7998 p=.00012
Alfa Williams	.4778 p=.052	.6332 0	.4634 p=.061	.6897 p=.002	.6800 p=.003	.8253 p=.00005
Riqueza especies	.5818 p=.014	.4935 p=.044	.5338 p=.027	.5919 p=.012	.6099 p=.009	.7713 p=.00029

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.31. Análisis de correlaciones entre géneros y medidas de la riqueza de especies.

k	alfa level	Margalef	Menhinick	Alfa Williams	Riqueza especies	
		p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	
73.00000	0.00070	p=.000 Zelotes	p=.00012 Zelotes	p=.00005 Zelotes	p=.00029 Zelotes	significativo
72.00000	0.00071	p=.005	p=.001	p=.002	p=.007	no significativo
71.00000	0.00072	p=.005	p=.002	p=.002	p=.009	no significativo
70.00000	0.00073	p=.005	p=.002	p=.003	p=.012	no significativo
69.00000	0.00074	p=.006	p=.003	p=.003	p=.012	no significativo
...

Tabla VI.32. Test de Bonferroni para testar los resultados de la tabla VI.31.

El nivel taxonómico de familia se analizó considerando el número de individuos y el número de especies. Para el número de individuos (Tablas VI.33. y VI.34.) el test de Bonferroni mostró la ausencia de correlación en todos los casos, pero al considerar el número de especies (Tablas VI.35. y VI.36.) fueron diversas las familias que mostraron una significación en las correlaciones con las medidas de riqueza de especies. La familia *Gnaphosidae* resultó un buen indicador para las cuatro medidas de la

riqueza de especies, mientras que *Lycosidae* únicamente mostró correlación con el índice de Margalef y la riqueza de especies observada. La familia *Agelenidae* mostró una correlación positiva con el índice de Menhinick.

Número de individuos

	Agelenidae	Dysderidae	Hahniidae	Liocranidae	Zodariidae
Margalef	.4738 p=.055	.4458 p=.073	.4240 p=.090	.4412 p=.076	.5582 p=.020
Menhinick	.5249 p=.031	.3086 p=.228	.4858 p=.048	.5535 p=.021	.5817 p=.014
Alfa Williams	.5206 p=.032	.3506 p=.168	.4605 p=.063	.5368 p=.026	.5934 p=.012
Riqueza especies	.4340 p=.082	.4870 p=.047	.3776 p=.135	.3761 p=.137	.5293 p=.029

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.33. Análisis de correlaciones entre familias y medidas de la riqueza de especies.

k	alfa level	Margalef p-valor	Menhinick p-valor	Alfa Williams p-valor	Riqueza especies p-valor	
15.00000	0.00341	p=.020	p=.014	p=.012	p=.029	no significativo
14.00000	0.00366	p=.055	p=.021	p=.026	p=.047	no significativo
13.00000	0.00394	p=.073	p=.031	p=.032	p=.051	no significativo
12.00000	0.00427	p=.074	p=.048	p=.063	p=.082	no significativo
11.00000	0.00465	p=.076	p=.071	p=.070	p=.135	no significativo
...

Tabla VI.34. Test de Bonferroni para testar los resultados de la tabla VI.33.

Número de especies

	Agelenidae	Dysderidae	Gnaphosidae	Hahniidae	Liocranidae	Lycosidae
Margalef	.6346 p=.006	.4159 p=.097	.8486 p=.000	.5218 p=.032	.4606 p=.063	.6672 p=.003
Menhinick	.6877 p=.002	.5317 p=.028	.8007 p=.00011	.5557 p=.021	.5553 p=.021	.5928 p=.012
Alfa Williams	.6635 p=.004	.4792 p=.052	.8517 p=.00001	.5527 p=.0214	.5400 p=.025	.6547 p=.004
Riqueza especies	.5858 p=.013	.3506 p=.168	.8362 p=.000029	.4850 p=.048	.4019 p=.11	.6763 p=.0028

	Theridiidae	Zodariidae
Margalef	.4456 p=.073	.5793 p=.015
Menhinick	.4966 p=.043	.6583 p=.004
Alfa Williams	.4805 p=.051	.6323 p=.006
Riqueza especies	.4053 p=.106	.5221 p=.032

Los valores en gris corresponden a las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Tabla VI.35. Análisis de correlaciones entre familias y medidas de la riqueza de especies.



k	alfa level	Margalef p-valor	Menhinick p-valor	Alfa Williams p-valor	Riqueza especies p-valor	
15.00000	0.00341	p=.000 Gnaphosidae	p=.00011 Gnaphosidae	p=.00001 Gnaphosidae	p=.000029 Gnaphosidae	significativo
14.00000	0.00366	p=.003 Lycosidae	p=.002 Agelenidae	p=.004	p=.0028 Lycosidae	significativo
13.00000	0.00394	p=.006	p=.004	p=.004	p=.013	no significativo
12.00000	0.00427	p=.015	p=.012	p=.006	p=.032	no significativo
11.00000	0.00465	p=.032	p=.021	p=.0214	p=.048	no significativo

Tabla VI.36. Test de Bonferroni para testar los resultados de la tabla VI.35.

3.1.5. El uso de taxones superiores para la evaluación de la diversidad de arañas

El posible uso de taxones superiores para evaluar la diversidad de arañas edáficas se analizó mediante análisis de correlación entre la diversidad de especies, géneros y familias (Tabla VI.37.). Los resultados indicaron una alta correlación entre el número de especies y el número de géneros, pero una baja correlación del número de familias con estos dos (Fig. VI.12., VI.13., VI.14.).

	nº especies	nº géneros	nº familias
nº especies	1.00	0.94	0.70
		p=.000	p=.002
nº géneros	0.94	1.00	0.71
	p=.000		p=.002
nº familias	0.70	0.71	1.00
	p=.002	p=.002	

Tabla VI.37. Análisis de correlación entre el nº de especies, géneros y familias.

Los resultados indicaron un posible uso del número de géneros como indicador de la riqueza de especies, pero una baja potencialidad del número de familias para esta función.

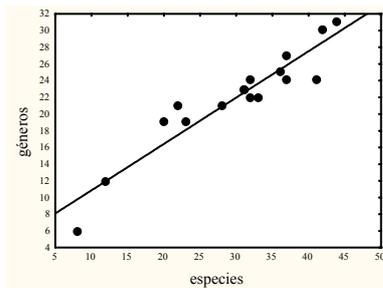


Fig. VI.12. Correlación entre el nº de géneros y especies.

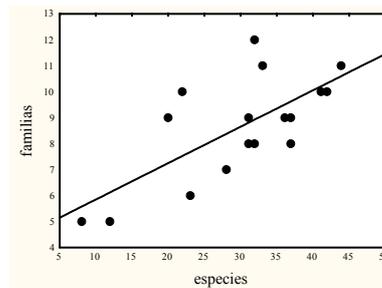


Fig. VI.13. Correlación entre el nº de familias y especies.

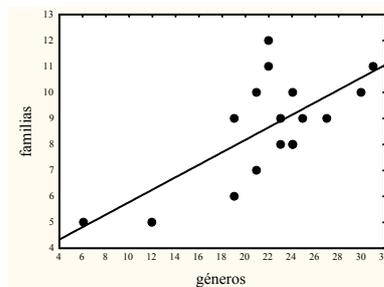


Fig. VI.14. Correlación entre el nº de géneros y familias.

La realización de las curvas de acumulación de especies (Fig. VI.15.), géneros (Fig. VI.16.) y familias (Fig. VI.17.) señalan el esfuerzo de muestreo que debe aplicarse para alcanzar la asíntota. Los resultados indican que es necesario un considerable esfuerzo para obtener el valor absoluto del número de especies, un esfuerzo medio para el número de géneros y un esfuerzo considerablemente bajo para registrar el número total de familias.

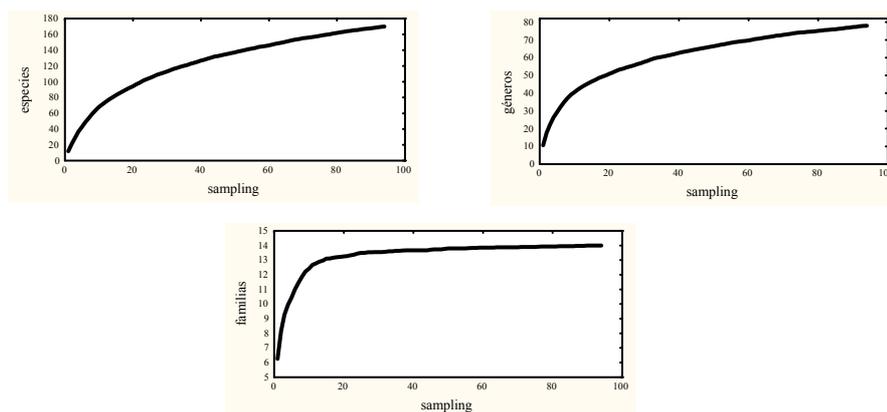


Fig. VI.15., VI.16., VI.17. Curvas número de especies, géneros y familias respecto a esfuerzo de muestreo observadas en el muestreo de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró.

4. Discusión

Medir la biodiversidad de modo efectivo para elaborar planes de gestión eficaces es, en la actualidad, un gran reto. La rápida pérdida de la diversidad requiere con urgencia el desarrollo de estas metodologías, así como el establecimiento de un protocolo uniforme que permita evaluar la biodiversidad y resolver esta problemática. Los innumerables intentos de establecer este protocolo son los que han originado la creación de multitud de métodos e innumerables estrategias. Todo ello a ocasionado que actualmente existan muchas maneras de evaluar los diferentes atributos de la diversidad y su estudio todavía no ha resuelto uno de sus principales objetivos planteados, establecer un protocolo único y universal. En la evaluación llevada a cabo en el presente estudio se midió y valoró la diversidad con numerosas metodologías y, en la mayoría de ocasiones, se pudo comprobar que las diferentes maneras de medir un mismo atributo eran redundantes, siendo muy similares los resultados obtenidos por los distintos métodos.

Para evaluar la riqueza de especies en cada una de las estaciones de muestreo se utilizó el valor observado y tres índices (Margalef, Menhinick y alfa de Williams). La correlación entre los cuatro valores fue muy elevada, y con una alta significación, lo que pone de manifiesto que todas las medidas de la riqueza de especies utilizadas aportaban la misma información y son igualmente válidas. Otro modo de analizar la riqueza de especies es estimar su valor real mediante curvas de acumulación de especies y utilizando modelos asíntóticos, o bien, estimar la riqueza para un esfuerzo de muestreo dado, basándose



en un modelo no asintótico. Para establecer la riqueza de especies relativa de las estaciones de muestreo se calculó el valor estimado, y posteriormente se examinó si existían diferencias significativas entre los métodos. Los resultados indicaron que los tres métodos paramétricos (Modelo de Clench, Logarítmico y de Dependencia Lineal) presentaban una correlación muy alta, con un elevado nivel de significación. Aun siendo diferentes los valores de la riqueza de especies estimados en cada estación, la diversidad relativa entre ellas fue idéntica en todos los casos, lo que muestra que cualquier método es igual de válido para establecer que estaciones son las más diversas. Los métodos no paramétricos utilizados para estimar la riqueza de especies indicaron también una alta correlación entre ellos en la mayoría de los casos, siendo los estimadores Chao 1 y Chao 2 los que mostraban los valores más bajos de correlación respecto a los demás índices. Estos índices están basados en las especies raras, presentes en una o dos muestras en el caso de Chao 2 o con abundancias muy bajas de 1 y 2 individuos en el caso del Chao 1 (Magurran 2004), por lo que son más útiles en muestras pequeñas o con muchas especies raras (Colwell & Coddington 1994). No obstante, todos los estimadores no paramétricos de la riqueza de especies mostraron ser igual de válidos para evaluar las diferencias presentes entre la diversidad de las muestras. Diversos trabajos testan el uso de los diferentes estimadores no paramétricos concluyendo que todos tienden a bajo-estimar el valor de la riqueza de especies real (Colwell & Coddington 1994, Brose 2002, O'Hara 2005). Colwell & Coddington (1994) sugirieron que todos los estimadores funcionaban bien en muestreos grandes, pero Chao 2 y Jacknife 2 eran los que presentaban menos error en estudios con un bajo número de muestras. Por otro lado, Brose (2004) encontró que los estimadores Chao 1 y 2 eran los más imprecisos en todos los casos, y Jacknife 1 y 2 los más precisos. Anteriormente, Palmer (1990) mostró que los estimadores no paramétricos eran los mejores métodos para estimar la riqueza de especies, remarcando que, de todos ellos, el más preciso era Jacknife 1. En trabajos enfocados al estudio de la diversidad de arañas, donde se utilizaron diversos estimadores no paramétricos, se concluyó que el más válido era el Chao 1. Sorensen et al. (2002) utilizaron los estimadores ACE, ICE, Chao 1, Chao 2, Jacknife 1, Jacknife 2 y Bootstrap para estimar el valor de la riqueza de especies de arañas en un bosque afromontano y vieron que Chao 1 era el que mostraba más tendencia a la asíntota y el que mejor respondía cuando el número de individuos era alto. El estimador Chao 2 es el que presenta menos error, es más eficiente y más robusto (Colwell & Coddington 1994, Peterson & Slade 1998, Walter & Martin 2001), pero requiere un elevado número de réplicas de las muestras (Scharff et al. 2003). Por el contrario, el estimador Chao 1 presenta tan buenos resultados como Chao 2 y no requiere replicas del muestreo. En base a estos criterios, Scharff et al. (2003) utilizaron el estimador Chao 1 para estimar el valor real de la riqueza de especies de arañas, obteniendo buenos resultados. En el presente trabajo se emplearon diversos estimadores no paramétricos para estimar la riqueza de especies de arañas en las estaciones de muestreo del Parque Natural y los resultados indicaron que los más imprecisos eran Chao 1 y Chao 2, presentando ambos valores demasiado elevados de la desviación estándar.

Otro modo de evaluar la diversidad consiste en considerar, además de la riqueza de especies, la estructura de la comunidad o importancia relativa de las especies. Estos métodos son los más utilizados,

porque aportan más información sobre las muestras que un simple recuento de especies (Magurran 1998, 2004). La composición de las comunidades de arañas del Parque Natural del Cadi-Moixeró se analizó mediante diferentes índices de equidad (Shannon, Brillouin, Hill, Pielou, McIntosh y Molinari) y de dominancia (Simpson y Berger-Parker), para poner de manifiesto las muestras más diversas. Las comunidades más equitativas se consideran más diversas, y las que presentan alta dominancia de una o pocas especies se consideran menos diversas (Magurran 1998, 2004). Como en los restantes métodos utilizados en la evaluación de la diversidad, se examinaron las diferencias entre los resultados de los diferentes índices de equitatividad y dominancia mediante análisis de correlación. A diferencia de las medidas de la riqueza de especies, los análisis mostraron diferencias significativas entre algunos de los índices, por lo que a la hora de evaluar la estructura de la comunidad es muy importante el índice que se va a utilizar. Los índices de Hill, Alatalo y Molinari fueron los que presentaron diferencias significativas con el resto. El índice de equidad de Hill pondera cada especie por su abundancia relativa, y esto lo diferencia del resto (Magurran 1988). El índice de Alatalo tiende a sobrevalorar la equidad y tiene una relación no lineal con esta, mientras que el de Molinari no es más que una variante del primero (Moreno 2001). Los restantes índices empleados para evaluar la diversidad o heterogeneidad de las muestras presentaron una elevada correlación entre ellos, con un alto nivel de significación, lo que muestra que, con excepción de los tres índices comentados, cualquiera de ellos es igualmente válido para evaluar la equidad o dominancia de las comunidades de arañas edáficas del Parque Natural.

La diversidad beta, o grado de diferenciación entre muestras, fue evaluada dentro de cada estación y para la totalidad del Parque Natural, de modo que pudo averiguarse la heterogeneidad entre las trampas de una misma estación y entre todas las estaciones del muestreo. La diversidad beta se examinó utilizando los índices de Whittaker, Routledge (Br, Bi y Be), Cody y Wilson & Schmida, y se evaluaron las diferencias entre los resultados mediante análisis de correlación. En todos los casos la correlación entre los distintos valores fue muy elevada, con una alta significación, indicando que todos los índices de beta diversidad aportaban una información similar. Los índices de complementariedad y similitud, que muestran el grado de similitud entre muestras, también fueron empleados para evaluar la diversidad beta. Se utilizaron los índices de Jaccard, Sorensen, Chao-Jaccard cuantitativo, Chao-Sorensen cuantitativo, Bray-Curtis, Morisita-Horn y la medida de complementariedad. Los análisis de correlación entre los valores de similitud de los diferentes índices indicaron una elevada correlación entre ellos, con una elevada significación en todos los casos. Estos resultados demuestran que, aun siendo diferentes las agrupaciones obtenidas por las representaciones cluster de los diferentes índices, los valores de similitud o disimilitud entre estaciones puede ser evaluado con cualquiera de los índices citados.

Generalmente, los diferentes métodos desarrollados para evaluar un mismo atributo de la biodiversidad están basados en las mismas propiedades, de modo que los resultados prácticamente no se diferencian entre ellos. Las medidas de la riqueza de especies y las curvas de acumulación de especies están basadas únicamente en las especies registradas y en el esfuerzo de muestreo, mientras que los



índices de equidad y dominancia consideran la abundancia proporcional de las especies. Los índices de beta diversidad se basan en el reemplazo de especies entre comunidades, y los índices de similitud y complementariedad están definidos por el número de especies compartidas por dos comunidades (Magurran 1988, 2004). En muchas ocasiones unos métodos no son más que pequeñas variaciones de otros, ocasionando la existencia de un elevado número de métodos que no aportan nueva información. ¿Pero cual de ellos utilizar? Ante la imposibilidad de seleccionar únicamente un método como el más válido, la mayoría de autores tienden a aplicar diferentes métodos para medir el mismo atributo. Son numerosas las revisiones que se han realizado para evaluar los diferentes métodos, pero ninguna de ellas ha conseguido seleccionar el más válido. Además, en algunos casos (ejemplo; estimadores no paramétricos de la riqueza de especies en arañas) los resultados de diferentes trabajos se contradicen. Una de las consecuencias más desfavorables de la incesante aparición de nuevos métodos es que el estudio de la diversidad se aleja cada vez más de alcanzar un protocolo universal de evaluación, uno de los principales retos de esta ciencia. Los resultados de los análisis de correlación apoyan esta idea, mostrando que las diferencias entre los resultados de los diversos métodos de medida no son significativos. A excepción de tres índices de equidad, en todos los casos se observaron valores muy altos del coeficiente de correlación, lo que señala que cualquier método puede aplicarse para comparar los diferentes atributos de la diversidad entre las estaciones de muestreo. Aunque los valores resultantes de los diferentes métodos fueron distintos en algunas ocasiones, la diversidad relativa entre muestras no varió, por lo que todos los métodos pueden ser igual de válidos y aportan la misma información a la hora de hacer un estudio comparativo de la diversidad. La biodiversidad es una ciencia esencialmente comparativa, y el objetivo principal de su medición para estudios de conservación es el reconocimiento de las áreas más y menos diversas.

La evaluación de la diversidad de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró se llevó a cabo considerando los diversos atributos de la biodiversidad y utilizando numerosos métodos de medición. Este amplio análisis permitió obtener una información muy completa de la diversidad del Parque mediante la comparación de los valores en todas las estaciones de muestreo, y se establecieron las zonas más y menos diversas según diferentes criterios o atributos. Las medidas de la riqueza de especies permitieron identificar las comunidades más pobres con una determinada comunidad vegetal pero no sucedió lo mismo con las más ricas, que fueron representadas por estaciones de diferentes comunidades vegetales. Los valores de la riqueza indicaron que las estaciones menos diversas se situaban en las comunidades vegetales de prados alpinos y hayedos, mientras que las estaciones con una mayor riqueza fueron una situada en prado de pastoreo, otra en carrascal, otra en robledal y otra en pinar silvestre de altitud media. Los prados alpinos son comunidades extremas y sustentan un bajo número de especies, pero, por el contrario, los hayedos suelen ser comunidades ricas en recursos y es de esperar unos resultados más altos de la riqueza de especies. No obstante, en el Pirineo oriental (Alto Vallespir, sierra del Cadí o Vall d'Aran) abundan los hayedos oligotróficos, identificados generalmente por su escasísimo sotobosque (Blanco-Castro 2005). La alta pluviosidad en estos bosques y las fuertes pendientes, así como

las actividades antropozógenas (carboneo, recolección de hojarasca,...), provoca el lavado de los suelos acentuando su oligotrofia (Blanco-Castro 2005). La aplicación de curvas de acumulación de especies para estimar el valor real de la riqueza de las comunidades revelaron resultados similares respecto a las estaciones más ricas, y entre las cuatro estaciones con los valores estimados más bajos estaban los hayedos y una estación de prado alpino. Una segunda estación situada en prado alpino destacó al presentar un valor estimado notablemente más alto que el observado, y, a diferencia de las medidas de la riqueza de especies, esta metodología consideró la estación correspondiente a bosque de ribera como una de las menos diversas. Los estimadores no paramétricos indicaron que las estaciones con un menor número de especies eran las correspondientes al prado alpino situado a más altitud y los hayedos. A diferencia de la riqueza observada pero igual que los resultados obtenidos por las curvas de acumulación, la otra estación situada en prado alpino presentó una diversidad media. Respecto a las estaciones con una mayor riqueza de especies, todos los índices estimaron las estaciones localizadas en prado de pastoreo y en carrascal montano dentro de las tres más diversas. Otras estaciones consideradas como las más diversas fueron una situada en bosque de pino silvestre de media montaña, una en matorral, una en abetal y una en bosque de pino negro. Los resultados de la riqueza de especies estimada por las curvas de acumulación y los estimadores no paramétricos indicaron que ninguna comunidad vegetal podía asociarse a una mayor diversidad, pero una menor riqueza de especies estaba vinculada a las comunidades de prado alpino y hayedos. Las estaciones con una mayor riqueza de especies observada y estimada fueron, en la gran mayoría de los casos, las correspondientes a prado de pastoreo y a carrascal montano. Estos resultados son los mismos que se interpretaron a partir de las medidas de la riqueza de especies observada. Por otro lado, la rarefacción mostró idénticos resultados, siendo las estaciones menos diversas las situadas en prados alpinos y hayedos. Las estaciones con un mayor valor de la riqueza de especies se localizaron en prado de pastoreo y en carrascal montano, aunque también presentaron una alta diversidad una estación situada en abetal y otra en robledal.

Las medidas de la diversidad considerando, no únicamente la presencia o ausencia de especie sino también la importancia de estas dentro de la comunidad, se evaluaron mediante métodos paramétricos y métodos no paramétricos. Los primeros mostraron que todas las estaciones se ajustaban a un modelo logarítmico, indicando que se trataba de comunidades con un valor pequeño de la abundancia de especies y un gran número de especies raras (Magurran 1988). Además, todas las estaciones, excepto la localizada a mayor altitud, se ajustaban también a una distribución log normal. Este modelo es el que presentan la mayoría de las comunidades y caracteriza comunidades estables en equilibrio (Magurran 1988). El ajuste de los datos a estos dos modelos indica que las comunidades de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró son estables y se caracterizan por presentar un elevado número de especies raras. Solo una estación, la más extrema, resultó no ser una comunidad en equilibrio. También se evaluó la diversidad mediante la caracterización de la estructura de las comunidades utilizando diferentes índices no paramétricos. Los índices de equitatividad, centrados en la ausencia de dominancia por parte de las especies, mostraron como comunidades más equitativas una estación situada en prado de pastoreo y



otra en abetal. Los índices de dominancia corroboraron estos resultados. No obstante, los índices de Hill, Alatalo y Molinari difirieron respecto a las estaciones más equitativas, considerando una de las estaciones situadas en hayedo como una de las más diversas. Estos resultados difieren tanto de los demás índices de equitatividad y dominancia y de las medidas de la riqueza de especies que ponen en duda su validez en este trabajo. Sin embargo, las estaciones menos equitativas fueron, en todos los casos, las situadas en prados alpinos.

La evaluación de la diversidad alfa de la araneofauna edáfica del Parque Natural del Cadí-Moixeró mostró que las estaciones con una mayor riqueza de especies no se correspondían necesariamente con las más equitativas. Las comunidades más diversas son aquellas cuyas especies se encuentran representadas por un número similar de individuos y ninguna de ellas domina sobre las demás (equitatividad) (Magurran 1988). No obstante, tanto la mayor diversidad, medida como equitatividad, como la mayor riqueza de especies se encontró en la misma estación de muestreo, correspondiente a prado de pastoreo, y la estación con la menor riqueza de especies también coincidió con la menos diversa, localizada en el prado alpino de más altitud. En las demás estaciones no coincidió la riqueza con la diversidad, y incluso una de las más diversas presentó el segundo valor más bajo de la riqueza de especies.

La biodiversidad es una ciencia esencialmente comparativa, por lo que resultan de gran utilidad todos aquellos métodos que puedan ser utilizados para contrastar la diversidad entre muestras o comunidades. La diversidad beta, definida como el grado de similitud entre estaciones (Whittaker 1960) se calculó mediante índices y medidas de similaridad. El valor los índices de diversidad beta se calcularon entre las estaciones de muestreo y entre las trampas de una misma estación. El grado de similitud entre las comunidades muestreadas indicó, para todos los índices, un valor moderado, poniendo de manifiesto una heterogeneidad media de las comunidades de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró. Por otro lado, la evaluación de la diversidad beta dentro de cada estación sirvió para indicar la homogeneidad o heterogeneidad de los registros obtenidos por cada una de las trampas. Los resultados señalan valores bajos para todos los índices, demostrando una alta homogeneidad entre las muestras de una misma estación.

Las medidas de similaridad, disimilaridad y complementariedad mostraron como se agrupaban las estaciones según los parecidos entre sus comunidades de arañas y, aunque se observaron diferencias en las agrupaciones resultantes de los distintos índices, todos seguían un esquema básico donde se agrupaban todas las estaciones situadas en una misma comunidad vegetal. De este modo se distinguieron cuatro grandes grupos de estaciones que coincidieron con los bosques de coníferas, los hayedos, los robledales o encinares y los prados alpinos. Las demás comunidades se distribuyeron de modo diferente dependiendo del índice utilizado, pero probablemente fue debido a la falta de representatividad en el muestreo de estas comunidades. Cabe destacar que los dos estimadores de la beta diversidad mostraron un esquema en las

agrupaciones muy distinto al obtenido por los restantes índices. Estos estimadores son muy recientes y la validez de sus resultados debería ser más contrastada.

Los resultados obtenidos por los índices de similaridad mostraron una más que posible caracterización del hábitat por parte de las comunidades de arañas edáficas, por lo que se examinó esta relación mediante un análisis de similaridad (ANOSIM). Este análisis comparó las agrupaciones de las comunidades araneológicas con los distintos hábitats, mostrando una alta concordancia entre ambos y indicando el importante valor de las comunidades de arañas edáficas para caracterizar el hábitat. El análisis de similaridad ha sido usado en diferentes ocasiones para testar si muestras separadas geográficamente presentan diferencias significativas o no (por ejemplo, Berasategui et al. 2006, Walters & Coen 2006). Posteriormente, mediante un análisis de similaridad percentual (SIMPER), se averiguó que especies eran las que caracterizaban las agrupaciones de arañas y, por lo tanto, que especies caracterizaban cada uno de los hábitats. En nuestro caso, las especies clave para distinguir los distintos hábitats fueron *Paracoelotes pyrenaeus* y *Harpactocrates ravastellus*, dos endemismos pirenaicos, y *Tegenaria fuesslini*, *Zelotes aeneus* y *Tenuiphantes zimmermanni*. La presencia o ausencia de estas especies y su abundancia relativa identificaron los hábitats correspondientes a bosques de coníferas a gran altitud, bosque de coníferas a media y baja altitud, robledales y encinares a baja altitud y hayedos. Las especies caracterizadoras de las comunidades de prado alpino no pudieron identificarse por estar poco representadas en el muestreo. Los resultados de estos dos análisis (ANOSIM y SIMPER) demuestran la alta capacidad de las comunidades de arañas para caracterizar el hábitat, apoyando el uso de este grupo para estudios de biodiversidad.

Uno de los principales objetivos del estudio de la biodiversidad reside en la creación de métodos de evaluación que permitan la aplicación de un menor esfuerzo de muestreo para obtener la misma información que aportaría un gran esfuerzo. Actualmente, una de las maneras más contrastada para alcanzarlo es el uso de sustitutos de la diversidad, ya sea mediante especies del grupo taxonómico o con el uso de taxones superiores. La primera estrategia permite disminuir el esfuerzo de muestreo al enfocarlo únicamente a conocer la presencia o abundancia de una especie, género o familia, y la segunda metodología permite además disminuir el esfuerzo en la identificación de los ejemplares. En este estudio analizamos la distribución de todas las especies registradas en el Parque Natural del Cadí-Moixeró y ninguna de ellas resultó ser un buen indicador de la riqueza de especies. Para géneros y familias se analizó el número de individuos y el número de especies como posibles sustitutos de la diversidad. En el caso de los géneros no se encontró ninguno con una correlación significativa con la riqueza de especies, pero el número de especies de algunas familias resultaron ser buenos sustitutos potenciales para la riqueza de especies de arañas. Estas familias fueron *Gnaphosidae*, *Lycosidae* y *Agelenidae*. La primera presentó una alta significación con todas las medidas de la riqueza de especies, pero las dos últimas únicamente eran buenas sustitutas para algunos de los índices. Cardoso et al. (2002, 2004) obtienen, para comunidades de arañas de Portugal, que la familia *Gnaphosidae* es un buen sustituto de la riqueza de



especies. Respecto al uso de taxones superiores para analizar la riqueza de especies nuestros datos demuestran una alta correlación entre el número de especies y el número de géneros, lo que pone de manifiesto el posible uso del número de géneros como sustituto del número de especies. Por el contrario, la correlación de ambos con el número de familias no se consideró lo suficientemente alta como para ser utilizado como sustituto de la riqueza de especies. Estos resultados coinciden exactamente con los obtenidos por Cardoso et al. (2004) en su estudio con las arañas de Portugal, donde concluye que la riqueza de géneros puede ser usada como un significativo y fiable sustituto de la riqueza de especies, y Andersen (1995) obtiene la misma conclusión en un estudio con hormigas australianas.

Capítulo VII

Modelos Predictivos de la Diversidad

Modelos Predictivos de la Diversidad

1. Introducción

El desarrollo de técnicas precisas para analizar la diversidad en áreas protegidas es necesario para una adecuada gestión de los territorios, y obtener la información necesaria para llevarlo a cabo es actualmente uno de los principales objetivos en el campo de la conservación ambiental. La adecuada conservación de un territorio reside en una correcta evaluación de la biodiversidad que permita elaborar planes de conservación efectivos, y para ello es necesario el conocimiento de las especies que lo integran así como un análisis de la diversidad en toda su extensión (Whitmore et al. 2002, Gotelli & Colwell 2001, Sorensen et al. 2002, Magurran 1988, Moreno 2001, Miller 1994). Para evaluar la biodiversidad de un territorio es imprescindible disponer de un inventario completo en el que consten todas las especies presente. Sin embargo, obtener el valor real de la riqueza de especies de grupos altamente diversos como los artrópodos terrestres es, en la mayoría de los casos, una tarea inabarcable (Colwell & Coddington 1994). No obstante, los artrópodos representan una parte sustancial de toda la biodiversidad terrestre y su respuesta a alteraciones del medio es altamente significativa (Basset et al. 2004). A su vez, las características ecológicas y la alta representatividad en todos los ecosistemas de algunos de sus componentes les otorgan una gran potencialidad como herramienta para estudios de conservación, como bioindicadores para monitoreo ambiental y para valorar la calidad del hábitat (Speight 1986, Siepel 1989).

En las últimas décadas, la necesidad de adquirir información sobre la diversidad en la mayor brevedad de tiempo posible con el fin de poder hacer frente a la rápida degeneración que afecta a los sistemas naturales, ha ocasionado la aparición de nuevas estrategias que permiten conocer la distribución espacial de la biodiversidad aplicando un esfuerzo de muestreo razonable. Uno de los recursos más efectivos que se han desarrollado para poder incorporar la biodiversidad a estrategias de conservación es la modelización espacial de sus atributos (Lobo 2000, Hortal & Lobo 2002, Guisan et al. 2002), resultando de gran utilidad para establecer áreas prioritarias de conservación (Franklin 1995, Austin 1998, Guisan & Zimmerman 2000, Wilson 2005, Lobo & Araujo 2003, Ortega-Huerta & Peterson 2004). Estos modelos tratan de averiguar los parámetros ambientales que controlan la distribución de las especies para poder estimar su distribución, o los patrones de diversidad, en zonas insuficientemente conocidas (Guisan et al. 1998, Guisan et al. 2002, Nogues-Bravo 2003, Hortal & Lobo 2002).

En este capítulo se han aplicado diferentes modelos predictivos de la biodiversidad utilizando la riqueza, la abundancia y la presencia/ausencia de especies de arañas en el territorio de estudio. El modelo predictivo de la riqueza de especies, en el que se centró el presente trabajo, fue considerado como un indicador de la diversidad en toda el área, ya que las arañas muestran un gran potencial como especies indicadoras de la diversidad en comunidades terrestres (Churchill 1997, Coddington et al. 1996) y



constituyen a priori un grupo ideal para estudios de conservación (ver capítulo I, apartado 4.2.). La extrapolación del modelo a toda el área proporcionó una información espacial de la fauna araneológica que puede resultar de gran utilidad para establecer áreas prioritarias de conservación y elaborar futuros planes de gestión del territorio. Por otro lado, y utilizando la misma metodología, pudieron desarrollarse modelos enfocados al conocimiento de la distribución de una única especie, ya sea prediciendo su distribución (presencia y ausencia) o sus abundancias en el territorio de estudio (Guisan & Zimmerman 2000). La obtención de esta información puede ser empleada para la conservación de las especies, o incluso del territorio, siempre que se demuestre la capacidad de la especie como indicadora de la diversidad. No obstante, es necesario tener en cuenta que el diseño de muestreo empleado en la obtención de los datos se enfocó al desarrollo de un modelo predictivo de la riqueza de especies, pudiendo esto cuestionar la validez de los resultados de los modelos de abundancia y presencia/ausencia de las especies. Dichos modelos se expusieron sobretodo para ilustrar la metodología de modelización, manteniendo un interrogante respecto a su precisión y validez en estudios enfocados a la gestión de estas especies.

Los elementos necesarios para el desarrollo de modelos predictivos de la diversidad, expuestos en el capítulo I, apartado 3.4, son:

- Obtención de los datos faunísticos
- Selección de variables predictivas
- Selección de la escala espacial
- Formulación del modelo
- Evaluación del modelo
- Aplicación del modelo (extrapolación)

Todos los componentes fueron considerados para la elaboración de los modelos, y se prestó una especial atención a la selección de la escala espacial.

1.1. La escala

Los procesos ecológicos que relacionan cualquier atributo de la diversidad con factores ambientales o paisajísticos son escalo-dependientes, y diferentes variables del paisaje son importantes a distintas escalas espaciales (Bergin et al. 2000). Es difícil averiguar la influencia de los factores ambientales a diferentes escalas espaciales, pero su conocimiento es esencial si se quieren describir rigurosamente las relaciones entre los diferentes atributos de la diversidad y los patrones del paisaje (por ejemplo; Roland & Taylor 1997, Bergin et al. 2000, Store & Kangas 2001, Wu & Semeins 2000, Price et al. 2004). La escala de investigación determinará el rango de patrones y procesos que podrán ser detectados (Wiens 1989, Price et al. 2004, Cushman & McGarigal 2002), por lo que es de máxima importancia para el observador decidir la escala apropiada para el estudio (Turner et al. 1989, Quattrochi

& Pelletier 1990, Store & Jokimäki 2003). Conceptos como homogeneidad y heterogeneidad del paisaje son escalo-dependientes (O'Neill et al. 1989), así como la relación entre la estructura del paisaje y la diversidad de ecosistemas, especies y genotipos (Innes & Koch 1998). No obstante, definir la escala de trabajo adecuada es difícil, hasta el punto que patrones y escalas representan en la actualidad un problema central en ecología (Levin 1992). La elección de una escala adecuada para evaluar la biodiversidad depende, entre otros factores, del patrón que queramos observar, del taxón y del objetivo de estudio (Wiens 1989).

La estrategia más adecuada para seleccionar la escala de trabajo consiste en identificar la escala a la que los patrones espaciales causan cambios en la biodiversidad, considerando que la respuesta de las especies es distinta a diferentes escalas del paisaje (Chust et al. 2003, Chust et al. 2004, Wu & Smeins 2000). Este procedimiento, denominado aproximación multiescalar, consiste en testar la relación entre especies y descriptores del paisaje a diferentes escalas, y requiere del uso de diferentes resoluciones espaciales de la información ambiental, quedando por lo tanto sujeta a la disponibilidad de esta. Una herramienta eficiente para determinar la escala del paisaje en estudios de biodiversidad son los sensores remotos (Innes & Koch 1998), que proporcionan los medios para hacer una valoración a lo largo de diferentes escalas espaciales (aproximación multiescalar). El poder explicativo de un grupo de variables o descriptores del paisaje sobre los patrones de diversidad puede ser evaluado de modo exploratorio a diferentes escalas utilizando técnicas analíticas (e.g. regresión) y variando el grano o extensión del análisis. De este modo podrá ser detectada la escala óptima, definida como la escala espacial a la que los descriptores del paisaje explican el mayor porcentaje de la varianza del atributo de la diversidad que se esté considerando. Por lo tanto, los sensores remotos, juntamente con los sistemas de información geográfica (GIS), representan una importante herramienta para la observación y el estudio de la diversidad (García & Armbruster, 1997, Radeloff et al. 1999; Wu & Smeins 2000, Store & Jokimäki 2003).

2. Material y métodos

2.1. Datos para el desarrollo de los modelos predictivos de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró

2.1.1. Modelo predictivo de la riqueza de especies

Los ejemplares adultos de arañas utilizados para la ejecución del modelo fueron colectados en 21 estaciones o zonas de muestreo situadas en diferentes ambientes del Parque Natural. Su localización se seleccionó en base a diferentes factores (altitud, orientación, comunidad vegetal, proximidad al agua,....) para que el máximo de hábitats quedaran representados y, de este modo, incluir en el muestreo el número



máximo posible de comunidades araneológicas. El inventario araneológico de la zona se obtuvo con trampas de caída o pitfall como método de captura y muestreo directo, pero únicamente las especies edáficas, capturadas con trampas Pitfall, fueron consideradas. Un total de 85 trampas se dispusieron con distribución espacial aleatoria en cada una de las estaciones, respetando una separación mínima entre ellas de 4 metros. Esta es la distancia necesaria estimada para evitar la interacción entre ellas (Pedrocchi-Renault 1985) para ser consideradas como muestras independientes. El muestreo se inició en Junio del 1999 y finalizó en Noviembre del 2000. La recogida de las trampas se efectuó cada 21 días, con la única excepción de los meses más fríos del año (de diciembre a marzo) cuando la mayor parte de la zona de estudio se encuentra cubierta por la nieve (ver capítulo III).

Las especies raras (con abundancia de un solo individuo y las presentes en menos de dos estaciones de muestreo) fueron excluidas de los análisis de la composición de especies. En consecuencia se analizaron 96 especies de las 159 especies totales. Para obtener los valores de riqueza específica se tuvieron en cuenta todas las especies, ya que las especies con escasa o nula información son responsables de un porcentaje importante de la diversidad total, siendo generalmente los lugares más ricos los que poseen más especies raras (Gaston 1994, Ricketts 2001).

2.1.2. Modelos predictivos de la abundancia de especies

Las especies utilizadas para ejemplificar el procedimiento metodológico de los modelos de abundancias de especies fueron *Harpactocrates ravastellus*, *Tenuiphantes tenuis*, *Amaurobius similis* y *Zelotes manius*. La especie *Harpactocrates ravastellus* (Fam. *Dysderidae*) es de un endemismo pirenaico que se localiza de forma abundante tanto en la vertiente peninsular como en la francesa. Los ejemplares de esta especie son de tamaño medio, y presentan una coloración rojiza en el prosoma y morado pálida en el abdomen. Esta especie se encontró abundantemente durante el muestreo, con un número de individuos adultos de aproximadamente 300. Se capturó el doble de ejemplares macho que de hembras, y se localizó en 16 de las 21 localidades muestreadas. Las capturas se concentraron en los meses de marzo, abril, mayo y junio, siendo los dos primeros los que presentaron una mayor abundancia de esta especie. También se capturaron algunos ejemplares en los meses de septiembre y octubre, lo que indicó que se trata de una especie que evita el pico de calor del verano. La especie *Tenuiphantes tenuis* (Fam. *Linyphiidae*) es una araña de pequeño tamaño, de 2.1 a 3.2 mm las hembras y de 2 a 2.6 mm (Roberts 1995) los machos, que se localiza principalmente en el suelo, bajo piedras o entre la hojarasca. Como todas las especies del género presenta un prosoma de color amarillento y un opistosoma globular grisáceo pálido con dibujos variables más oscuros en su parte dorsal. De esta especie se capturaron aproximadamente 20 individuos, el mismo número de hembras que de machos. Todas las capturas se realizaron durante los meses de mayo, junio, julio, agosto y septiembre, mostrando una clara preferencia de la especie por los meses más cálidos. Se localizó en seis de las 21 estaciones muestreadas. La especie *Amaurobius similis* (Fam. *Amaurobiidae*) es típicamente de suelo y se localiza debajo de piedras, troncos,...

mediano, y sus medidas oscilan entre los 9 y 12 mm en las hembras y entre 6 y 8 mm en los machos (Roberts 1995). Esta especie presenta un prosoma de coloración oscura y un opistosoma más claro con unos dibujos característicos en la parte dorsal. Se localizó en trece de las 21 estaciones muestreadas, y las capturas se extendieron desde el mes de marzo al mes de octubre. Se capturaron unos 100 ejemplares, de los cuales aproximadamente el 75% eran machos. La especie *Zelotes manius* (Fam. *Gnaphosidae*) es una especie de medio o pequeño tamaño que habita típicamente en el suelo, y presenta una coloración, como las demás especies del género, totalmente negra. Se capturaron alrededor de 50 ejemplares, de los cuales más del 80% fueron machos. Las capturas se efectuaron durante los meses entre abril y octubre, siendo más abundantes después de los meses más cálidos (septiembre y octubre). La especie se localizó en seis de las 21 estaciones muestreadas.



Fig. VII.7. *Amaurobius similis*.

2.1.3 Modelos predictivos de la distribución de especies

Las especies seleccionadas para la modelización de la distribución en el territorio de estudio fueron *Nemesia dubia*, *Improphantes improbulus*, *Pardosa lugubris* y *Bolyphantes alticeps*. La especie *Nemesia dubia* (Fam. *Nemesiidae*) es una especie típicamente de suelo, que habita en nidos tubulares que excava en el suelo. En la boca del nido coloca una tapa que impide la localización del nido por parte de sus depredadores y las hace invisibles frente a sus presas. Esta especie es de tamaño mediano, y presenta coloración marrón tanto en el prosoma como en el opistosoma. Se capturaron aproximadamente 60 individuos, de los cuales 50 eran machos. Todas las capturas se realizaron entre los meses de abril y octubre, siendo más abundantes después de los meses más calurosos. Se localizó en seis de las 21 estaciones muestreadas. La especie *Improphantes improbulus* (Fam. *Linyphiidae*) es una especie de pequeño tamaño (1.9 – 2.3 mm) (Nentwig et al. 2003), que se localiza en el suelo, bajo piedras, troncos,... o entre la hojarasca. Se localizó en nueve de las 21 estaciones muestreadas. Las capturas se efectuaron durante los meses de marzo a septiembre, y no se observó una mayor abundancia en ninguno de los periodos temporales. El número de ejemplares capturados fue de aproximadamente cincuenta, siendo igual el número de machos y el número de hembras. La especie *Pardosa lugubris* (Fam. *Lycosidae*) es típicamente de suelo, y presenta un tamaño medio o pequeño, que oscila entre 5 y 6 mm en las hembras y entre 4 y 5 en los machos (Roberts 1995). Son de coloración marrón oscura, tanto en el prosoma como en el opistosoma, y presentan unos dibujos característicos del género en la parte dorsal del abdomen. Se



capturaron aproximadamente 80 individuos, siendo mucho mayor el número de machos. Los individuos de esta especie se capturaron durante los meses de junio a octubre, siendo durante el mes de junio cuando se observó una mayor abundancia. La especie *Pardosa lugubris* se localizó en diez de las 21 estaciones muestreadas. La especie *Bolyphantes alticeps* (Fam. *Linyphiidae*) es una especie de pequeño tamaño que se localiza en el suelo, bajo piedras, troncos, ... o entre la hojarasca. Su tamaño oscila entre los 3.5 y 4.5 mm en las hembras y entre los 3 y 4 mm en los machos (Roberts 1995). Este especie se localizó en seis de las 21 estaciones muestreadas. Se capturaron unos 20 individuos, siendo el número de hembras aproximadamente el doble que el de machos. Los ejemplares se capturaron entre los meses de marzo-abril y agosto-octubre, no apareciendo ejemplares de esta especie durante los meses intermedios. La mayor abundancia de individuos se detectó durante el mes de agosto.



Fig. VII.8. *Nemesia dubia*, y nido de *Nemesia sp.*

2.2. Desarrollo de los modelos predictivos de la diversidad

2.2.1. Modelo predictivo de la riqueza de especies

2.2.1.1. Medida de la riqueza de especies

En la actualidad existen muchas medidas para evaluar la diversidad biológica en un lugar y un momento determinados (diversidad alfa), siendo la riqueza de especies de la comunidad uno de los más sencillos y ampliamente utilizado (Magurran 1988 y 2004). La riqueza de especies en cada estación se estimó como el promedio del número de especies por trampa, y la abundancia como el promedio del número de individuos por trampa.

2.2.1.2. Datos ambientales y paisajísticos (Selección de las variables predictivas)

Se seleccionaron dos grupos de factores como variables explicativas potenciales de la composición y riqueza de especies: factores ambientales, donde se incluyeron las variables climáticas y topográficas, y factores paisajísticos, donde se incluyeron los descriptores del paisaje y otros elementos espaciales. Los factores climáticos y topográficos seleccionados fueron: media anual de las temperaturas máximas y mínimas, media anual de la temperatura, amplitud térmica, media anual de las precipitaciones, media anual de la radiación solar y altitud, extraídos del Atlas Climático Digital de Catalunya (Ninyerola et al. 2000).

Para la obtención de los descriptores de la imagen se utilizó una imagen óptica proporcionada por el satélite SPOT XS el 13 de octubre de 1998. Este sensor tiene una resolución espacial de 20 x 20 m y registra la imagen en tres bandas espectrales (verde, rojo y infrarrojo cercano). De la imagen se extrajeron dos tipos de información del suelo: un índice de vegetación y una clasificación de las coberturas del suelo. El índice de vegetación obtenido fue el Normalised Difference Vegetation Index (NDVI) y se define como $(NIR - R) / (NIR + R)$, donde NIR es la longitud de onda del infrarrojo cercano, que equivale a la banda 3 en XS, y R la del rojo, que equivale a la banda 2. El NDVI es un indicador de la presencia de actividad fotosintética de la vegetación verde, y es indicativo de la biomasa y porcentaje de cobertura del suelo (Lillesand & Kiefer 2000). Los valores de este índice varían entre 1 y -1 siendo las áreas de vegetación las que presentan valores positivos, mientras que el agua y las áreas desprovistas de vegetación producen valores negativos. Los datos de las cubiertas del suelo se obtuvieron mediante una clasificación supervisada en 6 categorías (Fig. VII.2.): roquedal y prados alpinos, prados de pastoreo y agrícolas, vegetación esclerófila, bosque de coníferas, bosque caducifolio y suelo desprovisto de vegetación. La cobertura del suelo fue clasificada por el procedimiento de Maximum Likelihood, utilizando bandas espectrales y información de la textura derivada del espectro (Chust et al. 2004). La confusión entre clases obligó a digitalizar tres de ellas mediante la interpretación visual de la imagen (ríos, carreteras y zonas urbanas) y a utilizar clasificaciones separadas por zonas (zona alpina, plana, carenas y montaña media) que posteriormente fueron fusionadas. Los índices de fiabilidad de la clasificación, dados por Producer Accuracy y User Accuracy (Congalton 1991, Stehman 1997) son elevados (Media PA = 94,79 %, Media UA = 84,75%), lo que indica una clasificación precisa.

El proceso de extracción de la información temática del terreno a partir de la imagen SPOT HRV fue realizado en el departamento de Evolución y Diversidad Biológica del CNRS-UPS (Toulouse, França) por el Dr. Guillem Chust. En el **Anexo I** se expone el informe enviado por el autor con fecha del 29 de mayo del 2003.

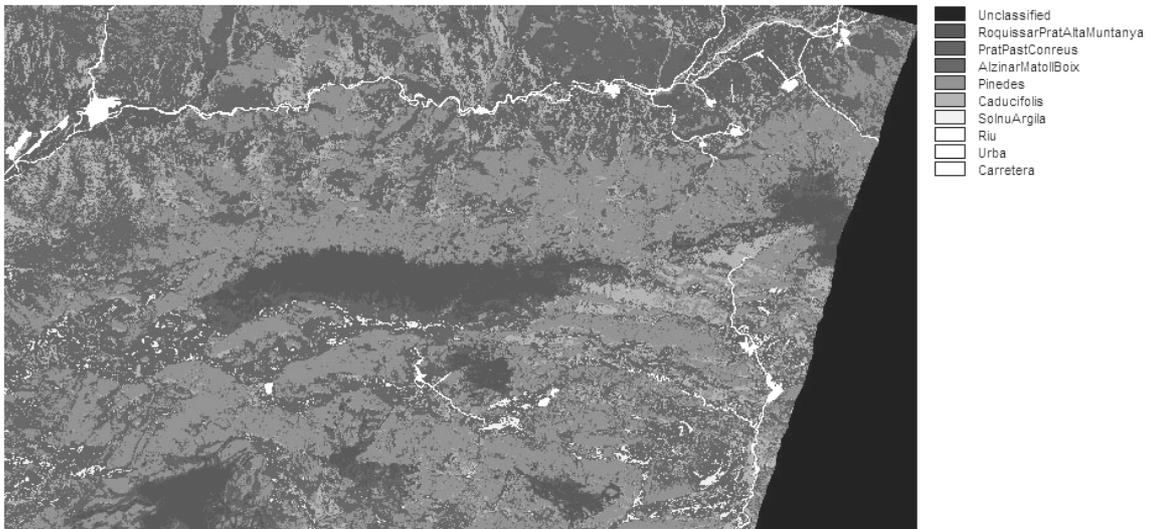


Fig. VII.2. Mapa de usos del suelo. Clasificación en categorías.

2.2.1.2.1. Obtención de los descriptores del paisaje

Para calcular el valor de los descriptores del paisaje se utilizó Spatially Nested Landscape Surrounding en cada punto de muestreo (Bergin et al. 2000). Este procedimiento está basado en el hecho que los descriptores del paisaje a una escala concreta contienen información sobre el paisaje de las escalas más finas. Los índices se calcularon desde el mapa temático para escalas cuadradas de $n \times n$ píxeles, centrados en el sitio de muestreo. El área máxima de 2820 x 2820 m (141 x 141 píxeles de tamaño de ventana) fue dictada por la extensión espacial de la imagen. De este modo la extensión del paisaje de los análisis varió a través de un rango de distancias de la escala espacial, desde 60 m a 2820 m. Se calcularon, a partir del NDVI, dos índices espaciales: Media del NDVI, indica la tendencia central del índice de vegetación, y NDVI Standar Deviation como indicativo de la heterogeneidad del paisaje. Se calculó un tercer estadístico a partir de la clasificación de la cobertura vegetal: Porcentaje de Comunidad Vegetal. Este estadístico contenía cuatro variables: prados alpinos y terreno rocoso (AMR) (Fig. VII.3.), bosques de coníferas (CF) (Fig. VII.4.), vegetación esclerófila (SV) (Fig. VII.5.) y bosques caducifolios (DF) (Fig. VII.6.). Su valor fue calculado como el número de píxeles, dentro de una ventana, correspondientes a un tipo de comunidad vegetal dividido por el número total de píxeles de la ventana.

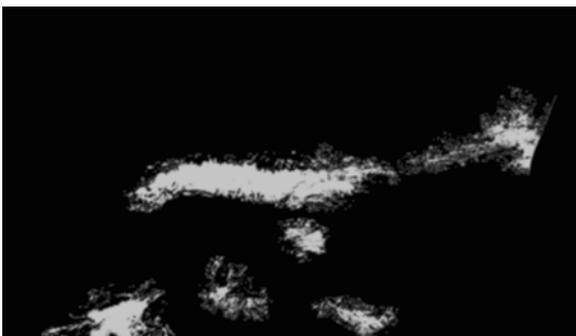


Fig. VII.3. Mapa del territorio donde se representan los píxeles correspondientes a prados alpinos y terrenos rocosos (AMR). La coloración de cada píxel corresponde a su porcentaje de AMR, siendo los más claros los que presentan valores más altos. Las zonas donde el porcentaje de AMR es cero están representadas en negro.



Fig. VII.4. Mapa del territorio donde se representan los píxeles correspondientes a bosques de coníferas (CF). La coloración de cada píxel corresponde a su porcentaje de CF, siendo los más claros los que presentan valores más altos. Las zonas donde el porcentaje de CF es cero están representadas en negro.

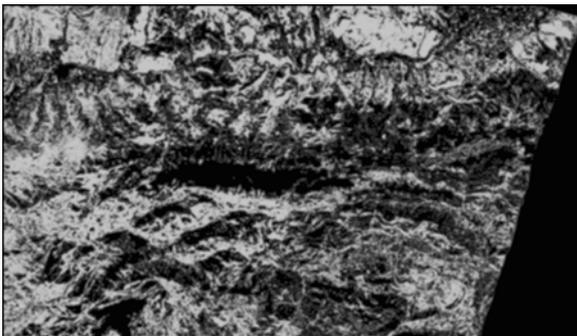


Fig. VII.5. Mapa del territorio donde se representan los píxeles correspondientes a vegetación esclerófila (SV). La coloración de cada píxel corresponde a su porcentaje de SV, siendo los más claros los que presentan valores más altos. Las zonas donde el porcentaje de SV es cero están representadas en negro.

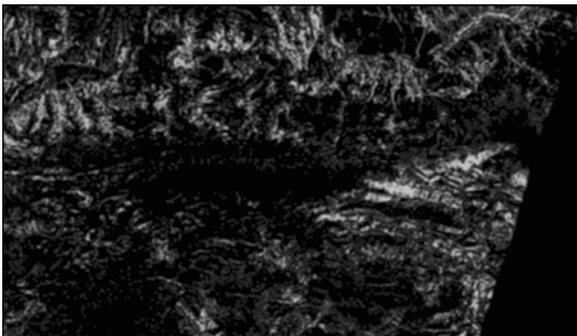


Fig. VII.6. Mapa del territorio donde se representan los píxeles correspondientes a bosques caducifolio (DF). La coloración de cada píxel corresponde a su porcentaje de DF, siendo los más claros los que presentan valores más altos. Las zonas donde el porcentaje de DF es cero están representadas en negro.

2.2.1.3. Relación de la composición y riqueza de especies con los descriptores del paisaje (Selección de la escala espacial)

La variabilidad en la composición y riqueza de especies explicada por los factores paisajísticos depende de la escala del paisaje utilizada, y según el grupo taxonómico y el tipo de muestreo que hayamos realizado será más adecuado trabajar con una u otra escala. Para analizar la relación entre la composición de especies y los descriptores del paisaje se testaron todas las posibles escalas espaciales de la imagen aplicando Análisis Canónico de Correspondencias (CCA). El efecto de la escala del patrón del paisaje sobre la riqueza de especies se examinó mediante regresión múltiple lineal (MLR), analizando la relación entre los valores de diversidad y los descriptores del paisaje para cada una de las escalas de la imagen. Tanto los análisis de la composición de especies como los de la riqueza se realizaron con ausencia de las especies raras. Como especies raras se consideraron los singletons y doubletons.



El CCA es una técnica de análisis de correspondencias donde cada uno de los ejes de ordenación es forzado a ser una combinación lineal de las variables ambientales, siendo un método simple para ordenar las especies a lo largo de gradientes ambientales (Ter Braak 1988). El análisis se desarrolló mediante ordenación canónica de la comunidad con el software CANOCO 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2003). Además, se analizó, en todas las escalas de la imagen, la contribución relativa de las variables topográficas y los descriptores del paisaje para explicar la respuesta de la composición de especies, utilizando CCA Partial Analysis (Borcard et al. 1992). Este método permite obtener la contribución relativa de cada agrupación de variables, así como el porcentaje de varianza explicada compartida por ambos grupos (Leps & Smilauer 2003).

La escala óptima de trabajo es aquella en que el porcentaje de la varianza explicada por los descriptores era mayor, y se seleccionó considerando los resultados obtenidos, tanto en los análisis de la composición de especies (CCA) como en los de riqueza de especies (MLR).

2.2.1.4 Modelización espacial de la riqueza de especies (Formulación y evaluación del modelo)

La relación entre la riqueza de especies y los factores ambientales a la escala óptima fue establecida mediante regresión lineal múltiple stepwise (Zar 1996, Legendre & Legendre 1998):

$$\hat{S} = B_0 + \sum_{i=1}^m B_i X_{i,s}$$

donde B_0 y B_i son los estimados de β_0 y β_i , respectivamente, m es el número de descriptores del paisaje incluidos en la regresión stepwise y n es el número de escalas incluido en el estudio (70 en este caso). El proceso stepwise testa diferentes modelos por inclusión y eliminación de las variables explicativas, y selecciona el modelo donde el coeficiente de correlación múltiple (R) es mayor y solo introduce en el modelo los coeficientes de la regresión parcial significativos (i.e. $\beta \neq 0$). Para verificar que el modelo predictivo con más potencia era el que se correspondía a la escala óptima, se obtuvo un modelo para cada una de las escalas. Todos los análisis de regresión múltiple lineal se realizaron con el software STATISTICA (StatSoft Inc. 2001), y para la elaboración de los gráficos se empleó el software Sigmaplot (SPSS Inc. 2001).

Para la evaluación del modelo se realizaron tres procedimientos: análisis de los residuos, análisis de la autocorrelación espacial y procedimiento Jackknife. Se analizaron los residuos del modelo para detectar posibles datos atípicos (outliers) del muestreo (Nicholls 1989). Los valores residuales se definen como el valor observado de la variable dependiente menos el valor predicho por la ecuación de regresión. Observaciones con un alto valor residual indican un dato atípico, y su inclusión o exclusión en el ajuste

del modelo puede modificar sustancialmente las estimaciones. Se consideró que las observaciones que presentaban un valor absoluto del residuo más grande de 1.5 veces la desviación estándar del valor predicho correspondían a outliers, y fueron excluidas para la obtención del modelo final. Se consideró este valor por estar entremedio del estipulado por Nicholls (1989) y el utilizado por programas estadísticos como STATISTICA (StatSoft Inc. 2001). Otro factor a evaluar es la autocorrelación espacial que se presenta como una potencial e importante fuente de confusión en los datos ecológicos (Legendre 1993, Legendre & Legendre 1998) y debe ser considerada en estudios donde se incluyan factores espaciales. Este fenómeno se define como la dependencia de las variables ecológicas al espacio geográfico (Legendre 1993) debido a factores históricos y geográficos, y invalida la asunción de independencia. La aplicación de la mayoría de procedimientos estadísticos requiere independencia de los datos, por lo que se verían afectados por la presencia de autocorrelación. La autocorrelación espacial fue evaluada examinando la relación entre variables geográficas y la riqueza de especies por regresión múltiple (trend surface analysis: Legendre 1993), y de este modo se incluyeron como posibles predictores de la riqueza de especies estructuras espaciales ocasionadas por variables históricas, bióticas o ambientales que no pudieron ser consideradas (Legendre & Legendre 1998). Se usaron los términos polinómicos, hasta el de tercer grado, de la latitud y la longitud (latitude, longitude, lat x long, lat², long²...). Posteriormente las predicciones estimadas por el modelo de regresión fueron validadas por el procedimiento Jackknife. Este método consiste en predecir, mediante regresión múltiple, el valor de la riqueza de especies para cada estación de muestreo utilizando como variables predictivas las seleccionadas por la ecuación de regresión del modelo final. Eliminando una de las estaciones se calcula nuevamente el modelo de regresión con los predictores anteriormente seleccionados y se aplica este modelo para predecir el valor de la riqueza de especies en esa estación. El procedimiento se repite para cada una de las estaciones. Posteriormente se comparan los valores predictivos con los observados, calculando el coeficiente de correlación (r de Pearson) entre ambos. El poder predictivo del modelo fue calculado como la media del error de predicción a lo largo de todas las observaciones (Pascual & Iribarne 1993), y este se define como:

$$E_i = [(O_i - P_i) / O_i] * 100$$

donde P_i es el valor predicho por el modelo cuando la estación de muestreo i es excluida y O_i es el valor observado. El error predictivo del modelo es la media de los errores estimados.

El modelo final se utilizó para obtener una representación espacial de la predicción de la riqueza de especies, extrapolar el valor de la riqueza a todos los píxels de la imagen.

2.2.2. Modelos predictivos de la abundancia de especies

Los modelos de abundancia de especies se desarrollaron siguiendo la misma estrategia descrita para el modelo de la riqueza de especies de arañas. Se seleccionaron, entre las más abundantes, cuatro



especies con suficiente número de ejemplares capturados para poder predecir la distribución de su abundancia. En cada uno de los modelos se realizó el procedimiento de selección de la escala espacial óptima, descrito en el apartado 2.1.3, pero en este caso no se utilizó CCA, ya que se analizaba la abundancia de una sola especie. Se emplearon como posibles predictores las mismas variables utilizadas en la elaboración del modelo de la riqueza de especies (variables ambientales y descriptores del paisaje). La formulación de los modelos se estableció mediante regresión lineal múltiple stepwise, y para comprobar la validez de las predicciones se realizó un análisis de los residuos y el procedimiento Jackknife (descritos en el apartado 2.1.4). La autocorrelación fue evaluada en todos los modelos. Para la obtención de los modelos de regresión múltiple lineal referentes a la abundancia de especies se utilizó el software STATISTICA (StatSoft Inc. 2001), y para la elaboración de los gráficos se empleó el software Sigmaplot (SPSS Inc. 2001).

Finalmente se extrapolaron los valores a todos los píxeles de la imagen, obteniendo un mapa de la distribución de la abundancia para cada una de las cuatro especies seleccionadas.

2.2.3. Modelos predictivos de la distribución de especies

Los modelos predictivos de la distribución de las especies, a diferencia de los dos anteriores, muestran únicamente valores de presencia y ausencia, de modo se puede predecir la localización de las especies pero no sus abundancias. En la elaboración de mapas predictivos de la distribución es más frecuente utilizar datos de presencia/ausencia, por su fácil manejo y menor complejidad en la toma de los datos. La formulación del modelo, al tratarse de datos binarios, se realizó mediante regresión logística. El uso de esta metodología para obtener mapas de distribución de las especies a partir de datos de presencia/ausencia es muy popular (Hirzel & Guisan 2002, Austin 2002) y ha sido utilizada con éxito en muchas ocasiones (por ej: Sinclair et al. 2001, Manel et al. 2001, Moore 2004, Osborne et al. 2001 y 2002, Price et al. 2004, Parker 1999, Pearce & Ferrier 2000(a), Pearce & Ferrier 2000(b)).

El desarrollo de estos modelos se efectuó siguiendo el mismo protocolo que en los dos casos anteriores, pero, al tratarse de datos binarios, la formulación del modelo se realizó mediante regresión logística forward stepwise (condicional). Esta formulación no es más que un GLM (Generalized linear model) con datos binomiales, y su ecuación, considerando la transformación que permite obtener valores de probabilidad entre 0 y 1, es:

$$D = \frac{e^{B_0 + \sum_{i=1}^n B_i X_i}}{1 + e^{B_0 + \sum_{i=1}^n B_i X_i}}$$

donde B_0 y B_i son los estimados de β_0 (cte. de la regresión) y β_i (coeficiente de la regresión), respectivamente y n es el número de descriptores del paisaje incluidos en la regresión logística. Cuando el valor obtenido por el modelo es superior a 0.5 se considera 1 (presencias) y cuando es inferior a 0.5 se considera 0 (ausencias) (Osborne et al. 2001). La predictividad del modelo se valoró con la r^2 de Cox & Snell, y la varianza explicada con la r^2 de Nagelkerke. Para la obtención de los modelos de regresión logística se empleó el software SPSS (SPSS Inc. 1993). La aplicación de un modelo de regresión logística implicó el uso de técnicas de evaluación diferentes a las utilizadas en los modelos de regresión múltiple para testar la validez de las predicciones. De entre los diferentes métodos de evaluación que se utilizan para este tipo de modelos (Manel et al. 2001, Fielding & Bell 1997) se seleccionaron el procedimiento Jackknife, ya utilizado en los dos métodos de modelización anteriores, y la medida del área bajo la curva (AUC) de la curva Receiver Operating Characteristic (ROC). Estos dos métodos son los más frecuentemente utilizados para evaluar los modelos de distribución de especies, y están recomendados como métodos para testar modelos de presencia/ausencia (Manel et al. 1999, Guisan & Zimmermann 2000, Osborne et al. 2001). Las curvas ROC, utilizadas ampliamente en el campo de la medicina, son curvas en las que se presenta la sensibilidad (verdaderos positivos) en función de la especificidad (falsos positivos) para distintos puntos de corte. Un parámetro para evaluar la bondad de la prueba es el área bajo la curva que tomará valores entre 1 (prueba perfecta) y 0,5 (prueba inútil). Esta área puede interpretarse como la probabilidad de que ante un par de eventos, 0 y 1, la prueba los clasifique correctamente (Hanley & McNeil 1983, Zweig & Campbell 1993).

Las representaciones de las curvas ROC, así como los valores de AUC, se obtuvieron con el software SPSS (SPSS Inc. 1993). El error estándar de AUC se obtuvo usando aproximación no paramétrica. Para la elaboración de los gráficos se empleó el software Sigmaplot (SPSS Inc. 2001).

3. Resultados

3.1. Modelo predictivo de la riqueza de especies

3.1.1. Relación de la composición y riqueza de especies con los descriptores del paisaje (Selección de la escala espacial)

El efecto de los patrones del paisaje en la composición de especies, analizada con CCA, reveló una respuesta significativa de la fauna araneológica a escalas espaciales pequeñas, las cuales decrecían gradualmente con la escala del paisaje (Fig. VII.9.).

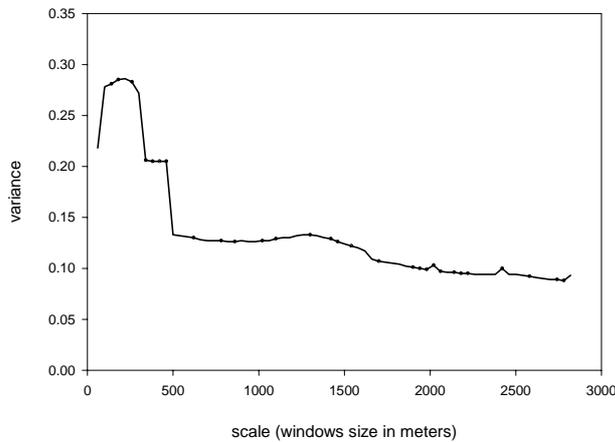


Fig. VII.9. Dependencia escalar de la varianza entre los descriptores del paisaje y la composición de especies de arañas usando Análisis Canónico de Correspondencias.

El porcentaje más alto de la varianza de especies explicada por los descriptores del paisaje se encontró en la escala de 220 x 220 m, siendo del 28.6% ($p = 0.0001$) (Fig. VII.9.). Los descriptores del paisaje seleccionados como variables explicativas a esta escala fueron el porcentaje de prados alpinos y terrenos rocosos (9.6%, $p = 0.0071$), el porcentaje de vegetación esclerófila (11.7 %, $p = 0.0001$) y la desviación estándar o heterogeneidad del paisaje (6.3%, $p = 0.0209$). A escalas pequeñas, desde 60 x 60 m hasta 300 x 300 m, las variables explicativas seleccionadas fueron las mismas que en la escala de 220 x 220 m, y a escalas medias, desde 340 x 340 m hasta 460 x 460 m, la variable porcentaje de prados alpinos y terrenos rocosos perdió su correlación con la abundancia de especies. A escalas mayores, por encima de 500 x 500 m, la varianza de la abundancia de especies decrece considerablemente con el tamaño de la ventana (13.3%, $p = 0.002$). El mismo tipo de análisis se realizó a todas las escalas de la imagen, comprobando que la intervención relativa de las variables se mantenía constante a lo largo del gradiente escalar.

La contribución relativa de los factores climáticos y topográficos y los descriptores del paisaje sobre la composición de especies en la escala óptima fue analizada mediante Análisis Parcial CCA. El porcentaje de la varianza explicada por ambos en la escala óptima fue del 38.11%, y los resultados revelaron que un 25.83% de la variación era debida a los descriptores del paisaje y un 9.52% a los factores climáticos y topográficos. La varianza compartida por el hábitat regional y local fue de un 2.75% de la varianza (Fig. VII.10.).

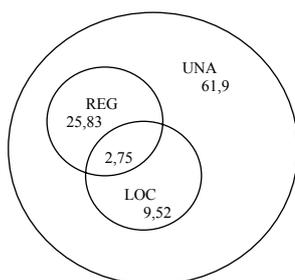


Fig. VII.10. Diagrama ilustrativo de la variación en la variable respuesta debido a los dos grupos de variables explicativas: hábitat regional (REG) y hábitat local (LOC). UNA es la variación no contabilizada.

El análisis parcial indicó que el porcentaje de varianza explicada por los factores climáticos y topográficos y la varianza compartida por ambos grupos de variables se mantenía aproximadamente constante a todas las escalas espaciales. No obstante, la varianza explicada por los descriptores del paisaje decrecía notablemente con el incremento de la escala del paisaje (Fig. VII.11.).

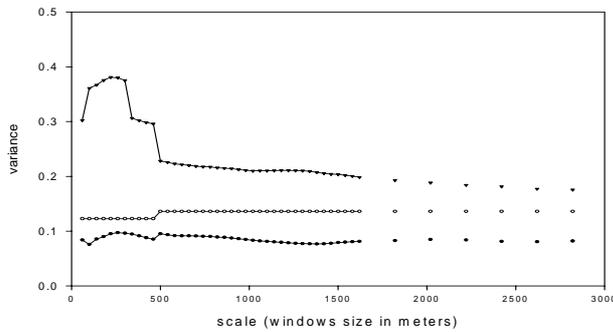


Fig. VII.11. Partición de la varianza entre el hábitat regional y local, obtenida por análisis parcial CCA, de la riqueza de especies de arañas a diferentes escalas espaciales. La varianza compartida entre ambos fue representada.

El efecto de la escala sobre la riqueza de especies fue analizada por regresión múltiple stepwise. Este análisis reveló la presencia de dos picos de elevada correlación entre los descriptores del paisaje y la riqueza de especies (Fig. VII.12.).

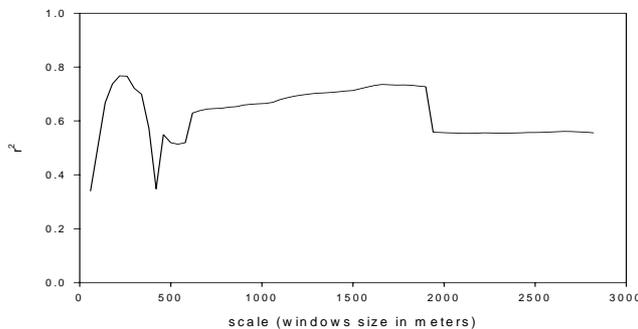


Fig. VII.12. Dependencia escalar de los coeficientes de regresión múltiple (r^2) entre los descriptores del paisaje y la riqueza de especies de arañas usando análisis de regresión múltiple lineal stepwise.

El primer pico corresponde a la escala de 220 x 220 m ($r^2 = 0.767$, $p < 0.0001$), y coincide con el pico observado en el análisis de la composición de especies. Se encontró un segundo pico en la escala de 1660 x 1660 m ($R^2 = 0.735$, $p < 0.0001$).

Las variables significativas seleccionadas por la regresión múltiple difieren entre ambas escalas, excepto por el porcentaje de prados alpinos y terrenos rocosos. Los descriptores del paisaje seleccionados como variables significativas por el modelo de regresión en la escala de 220 x 220 m fueron el porcentaje de tres comunidades vegetales: AMR ($p = 0.0002$), DF ($p = 0.0001$) y SV ($p = 0.0043$). Las variables seleccionadas en la escala de 1660 x 1660 m fueron SD del NDVI ($p = 0.0047$), AMR ($p = 0.0005$), Media del NDVI ($p = 0.0066$). En la escala más baja, la riqueza de especies dependía negativamente de AMR (coeficiente de regresión, $B = -0.085$) y de DF ($B = -0.182$), sin embargo la dependencia a SV ($B =$



0.075) fue positiva. En la escala más grande la dependencia de la riqueza de especies fue negativa para las tres variables explicativas: SD del NDVI ($B = -0.657$), AMR ($B = -0.264$) y Media del NDVI ($B = -0.426$). Estos resultados indican que la riqueza de especies está altamente correlacionada con la comunidad vegetal a escalas pequeñas, mientras que a escalas grandes está más correlacionada con la heterogeneidad del paisaje. La escala en la que los descriptores del paisaje explicaban un porcentaje mayor de la varianza de la composición y riqueza de especies, escala óptima, fue la de 220 x 220 m.

3.1.2 Modelización espacial de la riqueza de especies (Formulación y evaluación del modelo)

El análisis de regresión en la escala óptima, explicando un 66.1% del total de la varianza de la riqueza de especies, seleccionó como variables significativas únicamente descriptores del paisaje. Los descriptores seleccionados fueron: prados alpinos y terrenos rocosos (sig. 0,004), bosques caducifolios (sig. 0,001) y vegetación esclerófila (sig. 0,012), indicando que la cobertura vegetal es el factor que más afecta a la riqueza de especies en este grupo de artrópodos. Los coeficientes de regresión para estas variables fueron -0.078, -0.179 y 0.082 respectivamente. Estos resultados muestran que el dominio de prados alpinos y terrenos rocosos y bosques caducifolios afectan inversamente al número de especies de arañas.

La autocorrelación espacial fue analizada por regresión múltiple stepwise, y no se encontró ninguna relación entre las variables espaciales, o sus formas polinómicas, y la riqueza de especies.

El análisis de los residuos mostró dos outliers (numero de especies observado: 19; valor predicho: 13.4 y numero de especies observado: 5.2; valor predicho: 11.3). Se verificó la normalidad en la distribución de los residuos mediante el test de Kolmogorov-Smirnoff (Chi-Square; $p=0.56$). El coeficiente de determinación del procedimiento Jackknife fue $r^2 = 0.718$ ($p < 0.0001$) (Fig. VII.13. a y b).

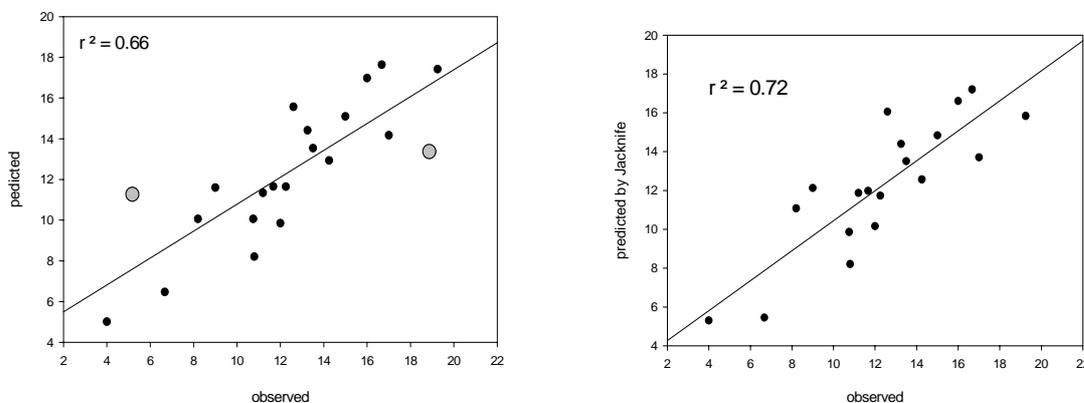


Fig. VII.13. (a) Valores predichos por el modelo de regresión múltiple y (b) valores predichos por el procedimiento Jackknife de la riqueza de especies respecto a los valores observados. Los círculos grises corresponden a outliers.

Cuando los outliers fueron omitidos del modelo, las variables predictivas seleccionadas fueron las mismas, y el modelo final de la riqueza de especies, que explicó un 82% de la varianza ($p < 0.0001$), fue:

$$SR = 12.914 - 0.083 \times AMR - 0.151 \times DF + 0.071 \times SV$$

Los coeficientes de regresión del modelo final indican correlaciones negativas entre la riqueza de especies y AMR ($B = -0.083$) y DF ($B = -0.151$). Por el contrario, la riqueza de especies está positivamente correlacionada con SV ($B = 0.071$). Los resultados indican que solo el descriptor del paisaje AMR (a escala óptima) explicaba un 45% de la variación. SF explicaba un 32% y DF un 4.4%.

Se realizó el modelo para cada una de las escalas y los resultados ponen de manifiesto que el mayor porcentaje de varianza explicada se encuentra en la escala de 220 x 220 m, corroborando que el mejor modelo se obtenía a escala óptima (Fig. VII.14.).

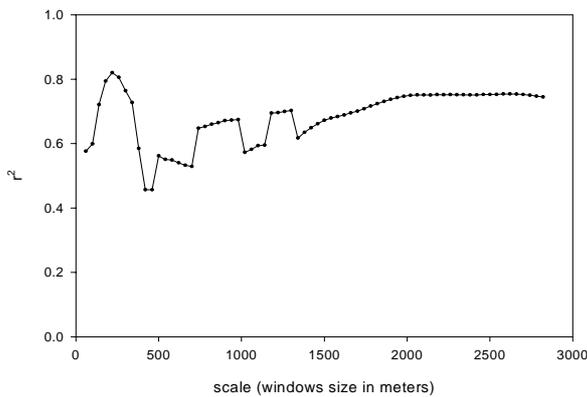


Fig. VII.14. Dependencia escalar de los coeficientes de correlación múltiple (r^2) del modelo final entre los descriptores del paisaje y la riqueza de especies de arañas.

El error del modelo es de 14.42%, lo que indicó que el poder predictivo del modelo es muy elevado, 85.58%.

El modelo final fue utilizado para extrapolar el valor de la riqueza de especies en toda el área representada en la imagen SPOT original (Fig. VII.15.). Los valores predictivos de la riqueza de especies de arañas oscilaron entre 1 y 21 especies. Por falta de muestra en áreas donde la proporción de bosque caducifolio era del 100 %, el modelo no pudo ser extrapolado a estas regiones (representadas en la imagen con color blanco).

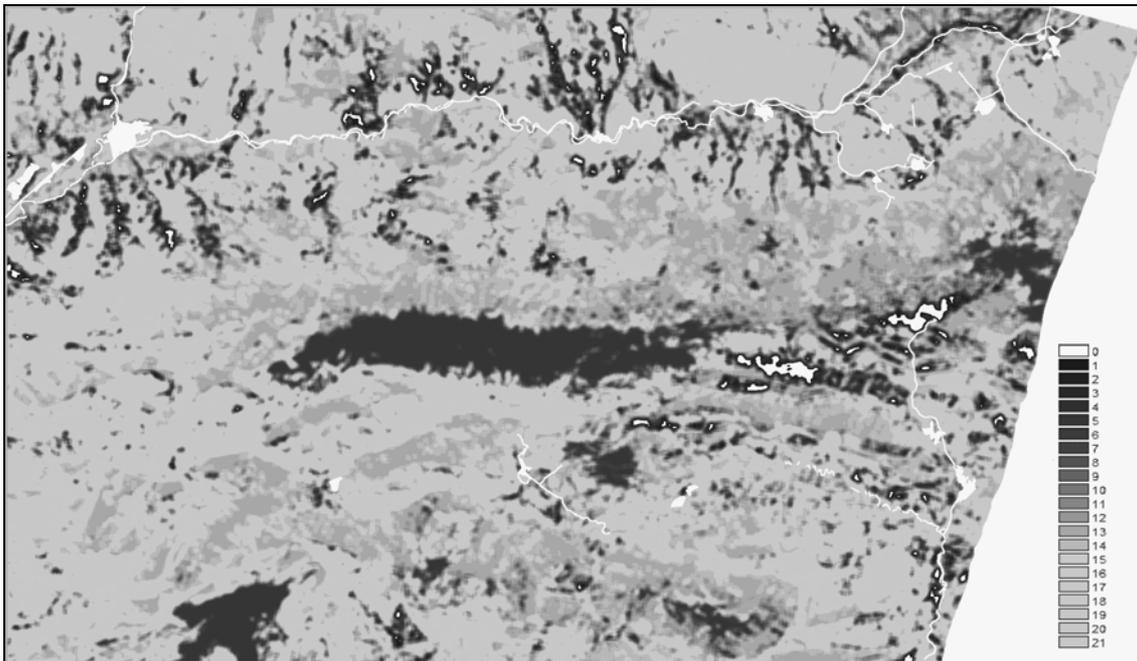


Fig. VII.15. Modelo espacial de la riqueza de especies de arañas basado en un análisis multiescalar. El modelo no pudo ser extrapolado a los píxeles correspondientes a 100% bosque caducifolio (áreas blancas).

3.2. Modelos predictivos de la abundancia de especies

3.2.1. Relación de la abundancia de especies con los descriptores del paisaje (Selección de la escala espacial)

La relación entre la abundancia y las variables ambientales fue analizada mediante regresión múltiple lineal en todas las especies seleccionadas, obteniendo resultados diferentes para cada una de ellas. Se seleccionó como escala óptima para cada especie aquella en la que el porcentaje de la varianza explicada por los descriptores del paisaje era mayor.

La especie *Harpactocrates ravastellus* presentó la mayor relación con los descriptores del paisaje a escalas pequeñas, siendo en la escala de 100 x 100 m donde se explicaba una mayor proporción de la varianza de la distribución de abundancias de la especie, con un total del 61.5% ($p = 0.000026$) (Fig. VII.16.). El descriptor del paisaje seleccionado como única variable predictiva, para todas las escalas, fue CF (bosque de coníferas). A medida que se aumentaba el tamaño de la escala disminuía progresivamente la varianza explicada por el descriptor, obteniéndose valores no significativos a partir de la escala correspondiente a 2500 x 2500 m.

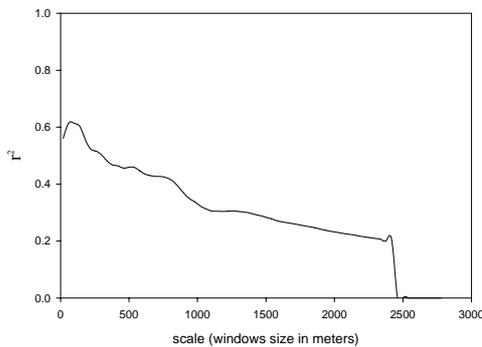


Fig. VII.16. Dependencia escalar de los coeficientes de correlación múltiple (r^2) entre los descriptores del paisaje y la abundancia de *Harpactocrates ravastellus* usando análisis de regresión múltiple lineal stepwise.

La especie *Tenuiphantes tenuis* también indicó una mayor relación con los descriptores del paisaje a escalas pequeñas, siendo no significativa a partir de la escala de 500 x 500 m (Fig.VII.17.). Para las escalas más pequeñas el modelo seleccionó como variable predictiva el descriptor del paisaje correspondiente a AMR (prados alpinos y terrenos rocosos). En las escalas de 340 x 340 m y 380 x 380 m se seleccionaron dos descriptores del paisaje, AMR y Media del NDVI. La escala de 420 x 420 m mostró relación de la abundancia de la especie con los descriptores Media del NDVI y SV (vegetación esclerófila), y la de 460 x 460 m con SV y SD del NDVI, siendo esta la última donde la relación fue más significativa. El valor máximo de la varianza explicada por los descriptores del paisaje se obtuvo a la escala de 460 x 460 m, con un valor del 54.3% ($p = 0.00087$).

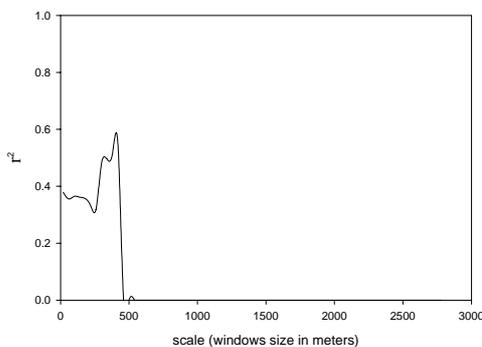


Fig. VII.17. Dependencia escalar de los coeficientes de correlación múltiple (r^2) entre los descriptores del paisaje y la abundancia de *Tenuiphantes tenuis* usando análisis de regresión múltiple lineal stepwise.

La especie *Amaurobius similis* únicamente presentó relación significativa entre su abundancia y los descriptores del paisaje en las cuatro primeras escalas, correspondientes a 60 x 60 m, 100 x 100 m, 140 x 140 m y 180 x 180 m. Para todas ellas el descriptor del paisaje que explicaba esta relación fue DF (bosque caducifolio). La escala donde se observó un mayor porcentaje de la varianza explicada por los descriptores fue la de 100 x 100 m ($r^2 = 0.458$, $p = 0.00075$) (Fig. VII.18.).

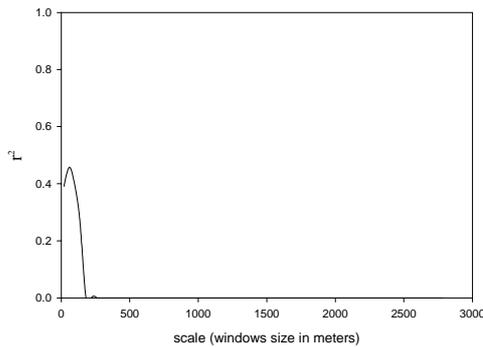


Fig. VII.18. Dependencia escalar de los coeficientes de correlación múltiple (r^2) entre los descriptores del paisaje y la abundancia de *Amaurobius similis* usando análisis de regresión múltiple lineal stepwise.

La especie *Zelotes manius* presentó como escala óptima la correspondiente a 140 x 140 m ($r^2 = 0.685$, $p = 0.00003$). A partir de esta escala el valor del coeficiente de regresión disminuyó notablemente, pero se presentó un segundo pico en las escalas comprendidas entre 1820 x 1820 m y 2500 x 2500 m (Fig. VII.19.). La varianza explicada por este segundo pico no alcanzó el 50%, por lo que no se consideró como posible escala óptima. Los descriptores del paisaje que explican la distribución de la abundancia de esta especie en la escala óptima son SD del NDVI y SV (vegetación esclerófila), y para el segundo pico los descriptores del paisaje seleccionados por el modelo fueron SV (vegetación esclerófila) y CF (bosque de coníferas).

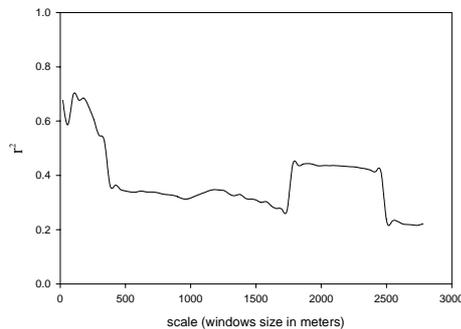


Fig. VII.19. Dependencia escalar de los coeficientes de correlación múltiple (r^2) entre los descriptores del paisaje y la abundancia de *Zelotes manius* usando análisis de regresión múltiple lineal stepwise.

3.2.2. Modelización espacial de la abundancia de especies (Formulación y evaluación del modelo)

La modelización de la abundancia de las especies seleccionadas se realizó mediante regresión múltiple lineal stepwise, utilizando todas las variables ambientales y paisajísticas como posibles predictores de la distribución de su abundancia. Los modelos se ejecutaron en la escala óptima correspondiente a cada especie.

El modelo obtenido para la especie *Harpactocrates ravastellus*, a la escala de 100 x 100 m, fue:

$$Hr = -0.042314 + 0.092804 * CF$$

El coeficiente de regresión del modelo indicó una relación positiva entre la abundancia de la especie y los bosques de coníferas, con una significación de 0.000026. Estos resultados mostraron una clara preferencia de *Harpactocrates ravastellus* por los bosques de coníferas. El análisis de la autocorrelación, realizado mediante regresión múltiple stepwise, no detectó dependencia de la abundancia de la especie con las variables espaciales ni ninguna de sus formas polinómicas. El análisis de los residuos mostró la presencia de tres outliers (Fig. VII.20.a.), y se verificó la normalidad en la distribución de los residuos mediante el test de Kolmogorov-Smirnoff (Chi-Square; $p=0.932$). Cuando los outliers fueron eliminados del modelo, la variable seleccionada como predictor de la abundancia de esta especie fue la misma, y el modelo final, que explicó un 89% de la varianza ($p < 0.0001$), fue:

$$Hr = -0.235684 + 0.106534 * CF$$

La evaluación del modelo mediante el procedimiento Jackknife mostró un coeficiente de determinación de $r^2 = 0.5126$ ($p < 0.0002$) (Fig. VII.20.b.).

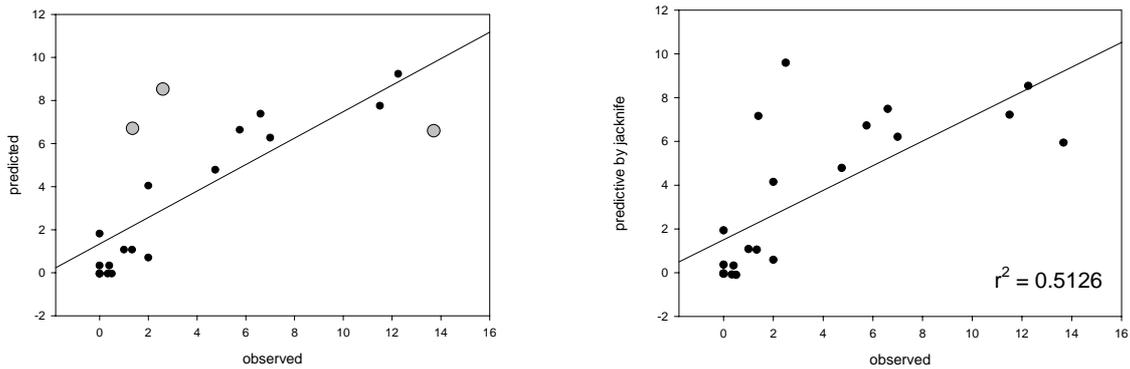


Fig. VII.20. (a)Valores predichos por el modelo de regresión múltiple y (b)valores predichos por el procedimiento Jackknife de la riqueza de especies respecto a los valores observados. Los círculos en gris corresponden a outliers.

La extrapolación del modelo dio como resultado un mapa del territorio donde cada píxel de la imagen tenía un valor correspondiente al número de individuos de *Harpactocrates ravastellus* (Fig. VII.21.)

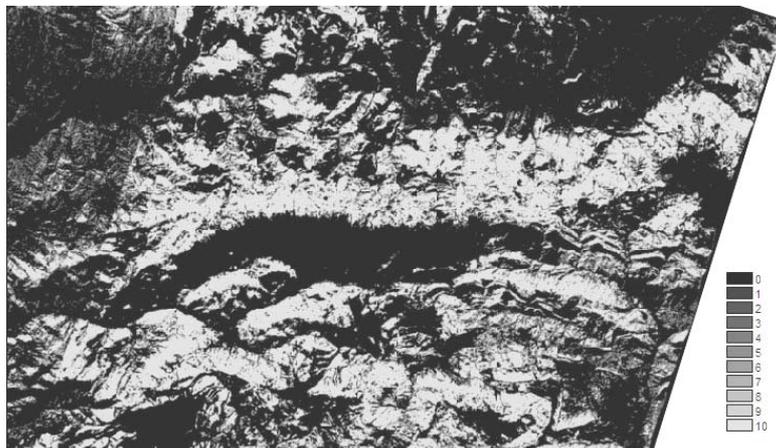


Fig. VII.21. Mapa de abundancias de la especie *Harpactocrates ravastellus* en el Parque Natural del Cadí-Moixeró.



El modelo obtenido para la especie *Tenuiphantes tenuis*, a la escala de 460 x 460 m, fue:

$$Tt = -4.71726 - 0.001188 * RSA + 0.03463 * NDVI SD + 0.016062 * SV$$

Los coeficientes de regresión indicaron una relación negativa de la abundancia de esta especie con la radiación solar (sig. 0.01362) y una relación positiva con la desviación estándar del índice NDVI (sig. 0.00047) y con la vegetación esclerófila (sig. 0.000013). Estos resultados mostraron que la especie *Tenuiphantes tenuis* es más abundante en zonas umbrías de vegetación esclerófila, y su abundancia aumenta notablemente con la heterogeneidad del paisaje. El modelo explicaba un 68% de la varianza ($p < 0.0002$). El análisis de la autocorrelación no detectó dependencia de la abundancia de la especie con las variables espaciales ni ninguna de sus formas polinómicas. El análisis de los residuos no mostró la presencia de outliers (Fig. VII.22.a.). Se verificó la normalidad en la distribución de los residuos mediante el test de Kolmogorov-Smirnoff (Chi-Square; $p=0.539$). El coeficiente de determinación del procedimiento Jackknife fue $r^2 = 0.0114$ ($p < 0.645$) (Fig. VII.22.b.).

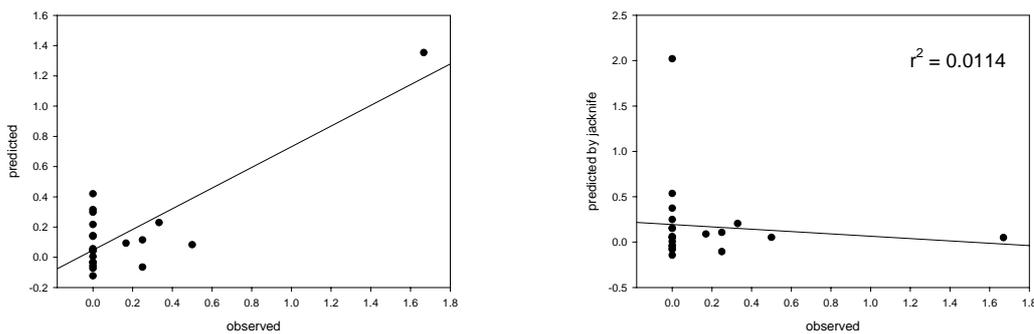


Fig.

VII.22. (a) Valores predichos por el modelo de regresión múltiple y (b) valores predichos por el procedimiento Jackknife de la riqueza de especies respecto a los valores observados. Los puntos en gris corresponden a outliers.

El modelo obtenido para la especie *Amaurobius similis*, a la escala de 100 x 100 m, fue:

$$As = 4.9985 - 0.0037 * RSA + 0.0418 * DF$$

El modelo de la abundancia de la especie indicó una relación negativa de esta con la radiación solar (sig. 0.0155) y una relación positiva con los bosques caducifolios (sig. 0.000048). Estos resultados mostraron una preferencia de la especie por habitar en el sotobosque umbrío de los bosques caducifolios. El análisis de la autocorrelación no detectó dependencia de la abundancia de la especie con las variables espaciales ni ninguna de sus formas polinómicas. El análisis de los residuos mostró la presencia de un outlier (Fig. VII.23.a.). Se verificó la normalidad en la distribución de los residuos mediante el test de Kolmogorov-Smirnoff (Chi-Square; $p=0.564$). Cuando el outlier fue eliminado del modelo, las variables

seleccionadas como predictores de la abundancia de esta especie fueron las mismas, y el modelo final, que explicó un 46% de la varianza ($p < 0.006$), fue:

$$As = 3.906523 - 0.0027 * RSA + 0.018 * DF$$

El coeficiente de determinación del procedimiento Jackknife fue $r^2 = 0.218$ ($p < 0.0327$) (Fig. VII.23. b.).

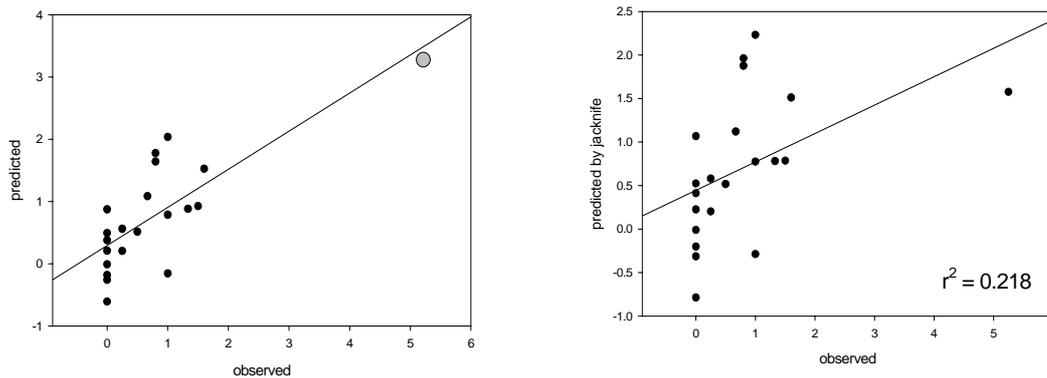


Fig. VII.23. Valores predichos por el modelo de regresión múltiple (a) y valores predichos por el procedimiento Jackknife (b) de la riqueza de especies respecto a los valores observados. Los círculos grises corresponden a outliers.

El modelo obtenido para la especie *Zelotes manius*, a la escala de 140 x 140 m, fue:

$$Zm = 0.52049 - 0.10724 * NDVI SD + 0.033184 * SV$$

Las variables predictivas seleccionadas por el modelo de abundancia de esta especie fueron exclusivamente dos descriptores del paisaje, la vegetación esclerófila (sig. 0.00000576) y la desviación estándar del índice NDVI (sig. 0.03103). Estos resultados revelaron una preferencia de la especie por la vegetación esclerófila con baja heterogeneidad, es decir sin incursiones de otro tipo de vegetación. El modelo explicaba un 70% de la varianza ($p < 0.0001$). El análisis de la autocorrelación detectó dependencia de la abundancia de la especie con la variable espacial latitud, indicando la dependencia de su distribución de abundancias con alguna variable o factor no incluido en el análisis. El análisis de los residuos no mostró la presencia de ningún outlier (Fig. VII.24.a.). Se verificó la normalidad en la distribución de los residuos mediante el test de Kolmogorov-Smirnoff (Chi-Square; $p=0.439$). El coeficiente de determinación del procedimiento Jackknife fue $r^2 = 0.526$ ($p < 0.0002$) (Fig. VII.24.b.).

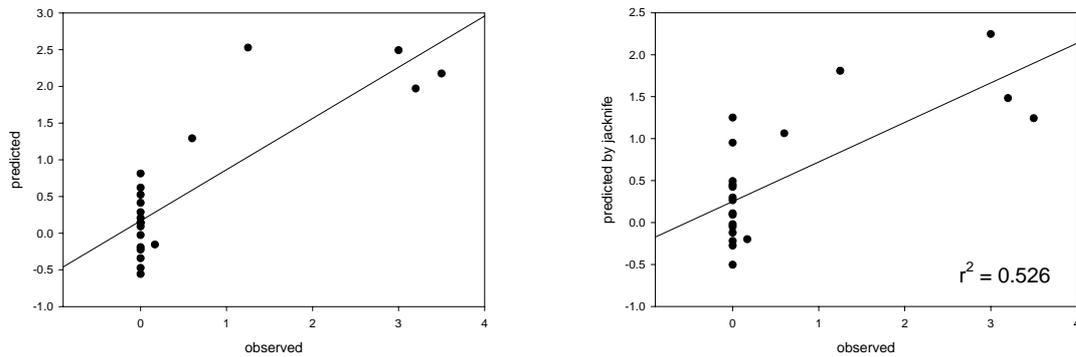


Fig. VII.24. (a)Valores predichos por el modelo de regresión múltiple y (b)valores predichos por el procedimiento Jackknife de la riqueza de especies respecto a los valores observados.

La extrapolación del modelo predictivo de la abundancia de *Zelotes manius* permitió obtener un mapa del Parque Natural del Cadi-Moixeró donde cada píxel de la imagen tiene asociado un valor del número de individuos (Fig. VII.25.).



Fig. VII.25. Mapa de abundancias de la especie *Zelotes manius* en el Parque Natural del Cadi-Moixeró.

3.3. Modelos predictivos de la distribución de especies

3.3.1. Relación de la distribución de especies con los descriptores del paisaje (Selección de la escala espacial)

La relación entre la distribución de las especies y los descriptores del paisaje fue analizada para todas las escalas espaciales mediante regresión logística. Este procedimiento, realizado en las dos modelizaciones anteriores, permitió detectar la escala óptima para cada una de las especies seleccionadas. Los resultados obtenidos indicaron diferencias notables en el comportamiento de las distintas especies respecto a la escala espacial.

La especie *Nemesia dubia* presentó una relación entre su distribución y los descriptores del paisaje próxima a 1 (r^2 de Nagerkelke = 0.99) y la predictibilidad del modelo fue del 70% (r^2 de Cox & Snell=0.70) (Fig. VII.26.), con un nivel de significación inferior a 0.0001 en ambos casos. Esta relación se mantuvo en las primeras escalas y en las escalas medias, y los descriptores del paisaje que actuaron como predictores fueron la vegetación esclerófila y los bosques de coníferas. A partir de la escala de 1340 x 1340 m la varianza de la distribución de la especie explicada por los descriptores del paisaje disminuye progresivamente hasta alcanzar valores del 0.55 (r^2 de Nagerkelke), con una predictibilidad del modelo de únicamente 0.4 (r^2 de Cox & Snell). En los valores más bajos aparece como único predictor el descriptor del paisaje correspondiente a vegetación esclerófila. Como escala óptima se seleccionó la de 580 x 580 m, con un valor de r^2 Cox & Snell de 0.7053 y un valor de 0.9999 para Nagerkelke.

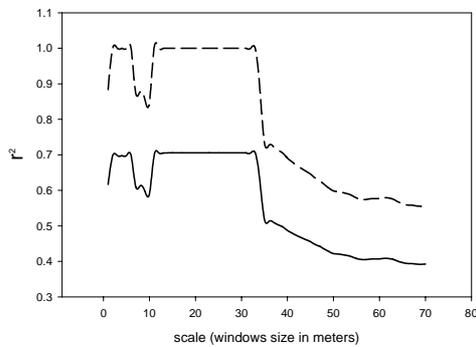


Fig. VII.26. Dependencia escalar de los coeficientes de correlación múltiple (r^2) entre los descriptores del paisaje y la distribución de *Nemesia dubia*, usando análisis de regresión logística.

La especie *Improphantes improbulus* mostró una importante relación entre su distribución y los descriptores del paisaje en las tres primeras escalas, correspondientes a 60 x 60 m, 100 x 100 m y 140 x 140 m. Los descriptores responsables de esta relación fueron los bosques de coníferas y la media del índice NDVI. La escala seleccionada como óptima fue la correspondiente a 60 x 60 m, con un valor de 0.7448 para la r^2 de Cox & Snell y de 0.9999 para la de Nagerkelke (sig.<0.0001) (Fig. VII.27.). Después de las primeras escalas el porcentaje de la varianza explicado por los descriptores del paisaje disminuye notablemente hasta un valor cercano de 0.25, con una predictibilidad del modelo de 0.35.

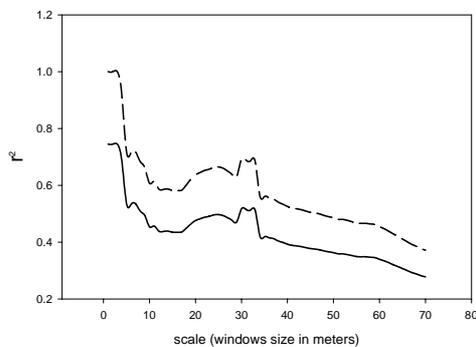


Fig. VII.27. Dependencia escalar de los coeficientes de correlación múltiple (r^2) entre los descriptores del paisaje y la distribución de *Improphantes improbulus* usando análisis de regresión logística.



La especie *Pardosa lugubris* presentó únicamente una relación significativa con los descriptores del paisaje en la primera escala, correspondiente a 60 x 60 m. Los predictores seleccionados por el modelo en la escala óptima fueron la desviación estándar del índice NDVI y la vegetación esclerófila. El valor de la r^2 para Cox & Snell fue de 0.38 y de 0.51 para Nagerkelke (sig.<0.0001).



Fig. VII.28. *Pardosa sp.*

La distribución de la especie *Bolyphantes alticeps* mostró una importante relación con los descriptores del paisaje a escalas pequeñas. Como escala óptima se seleccionó la de 140 x 140 m, con una r^2 de 0.514 para Cox & Snell y de 0.737 para Nagerkelke (sig.<0.0001) (Fig. VII.29.). El descriptor del paisaje seleccionado por el modelo a esta escala fue el bosque de coníferas. Después de esta escala los valores de las r^2 correspondientes disminuyen notablemente hasta alcanzar la no significación en la escala de 2660 x 2660 m.

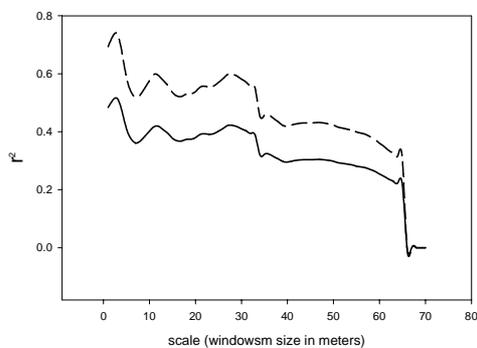


Fig. VII.29. Dependencia escalar de los coeficientes de correlación múltiple (r^2) entre los descriptores del paisaje y la distribución de *Bolyphantes alticeps* usando análisis de regresión logística.

3.3.2. Modelización espacial de la distribución de las especies (Formulación y evaluación del modelo)

La modelización de la distribución de las cuatro especies seleccionadas se realizó mediante regresión logística forward stepwise (condicional), utilizando como posibles predictores tanto las variables ambientales como los descriptores del paisaje. Los modelos se efectuaron en las escalas óptimas seleccionadas anteriormente para cada una de las especies.

Para la predicción de la distribución de la especie *Nemesia dubia* se obtuvo el siguiente modelo:

$$Nd = \frac{e^{(132.257 - 0.18 * altitud + 2.92 * SV)}}{1 + e^{(132.257 - 0.18 * altitud + 2.92 * SV)}}$$

La escala óptima, seleccionada por poseer la máxima relación entre los datos de distribución de la especie y los descriptores del paisaje, fue la correspondiente a 580 x 580 m. El modelo resultante presentó un valor de r² de 0.70 para Cox & Snell y de 0.99 para Nagerkelke (sig.<0.0001), y seleccionó como predictores de la distribución de la especie las variables altitud y el porcentaje de vegetación esclerófila. Estos resultados mostraron una preferencia de la especie por zonas de baja altitud con vegetación esclerófila.

La evaluación del modelo obtenido se realizó mediante el procedimiento Jacknife y el AUC de la curva ROC. El primer procedimiento mostró que todos los valores predichos por el modelo se correspondían con los valores observados, obteniendo una correlación de Kendall Tau (no paramétrico) de 1 (sig.<0.0001). No se obtuvieron ni falsos positivos ni falsos negativos:

		obser	
		0	1
pred	0	14	0
	1	0	6

En análisis de la curva ROC (Fig. VII.30.) indicó un valor de AUC de 1 ± 0.00000002 (sig.<0.0006), mostrando una alta capacidad predictiva del modelo.

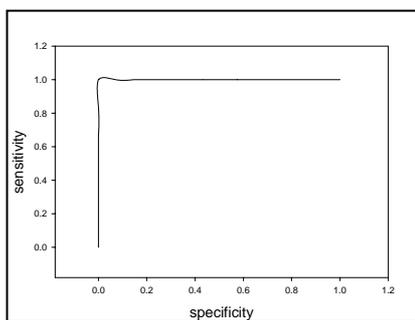


Fig. VII.30. Curva ROC para el modelo de regresión logística de *Nemesia dubia*.

El análisis de la autocorrelación, realizado mediante regresión logística, no detectó dependencia de la abundancia de la especie con las variables espaciales ni ninguna de sus formas polinómicas.



El modelo de predicción de la distribución de *Improphantes improbulus* fue:

$$li = \frac{e^{(263.255 - 1.65 * NDVIMean + 0.8 * CF)}}{1 + e^{(263.255 - 1.65 * NDVIMean + 0.8 * CF)}}$$

El modelo, realizado para la escala de 60 x 60 m, presentó un valor de la r^2 de Cox & Snell de 0.75 y de 0.99 para la r^2 de Nagerkelke (sig.<0.0001). Las variables seleccionadas para predecir la distribución de esta especie fueron la media del índice NDVI y los bosques de coníferas, indicando una preferencia de esta especie por los bosques de coníferas y una importante influencia de la vegetación en la distribución de la especie.

La evaluación del modelo mediante el procedimiento Jacknife indicó un alto poder predictivo, obteniéndose valores de correlación de Kendall Tau de 0.91 (sig.<0.0001). Se obtuvo un falso positivo y ningún falso negativo:

		obser	
		0	1
pred	0	11	0
	1	1	9

En análisis de la curva ROC (Fig. VII.31.) indicó un valor de AUC de 0.99 ± 0.03 (sig.< 0.0002), mostrando una alta capacidad predictiva del modelo.

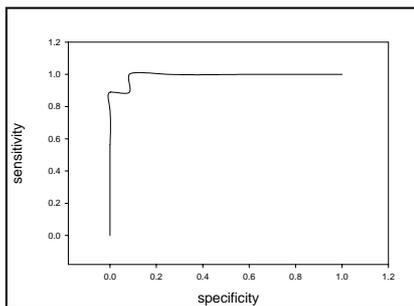


Fig. VII.31. Curva ROC para el modelo de regresión logística de *Improphantes improbulus*.

El análisis de la autocorrelación no detectó dependencia de la abundancia de la especie con las variables espaciales ni ninguna de sus formas polinómicas.

El modelo permitió obtener una imagen del Parque Natural del Cadí-Moixeró donde se representa la distribución de la especie *Improphantes improbulus* (Fig. VII.32.).



Fig. VII.32. Mapa de distribución de la especie *Improphantes improbulus* en el Parque Natural del Cadí-Moixeró. La área rayada corresponde a zonas fuera de la imagen.

El modelo predictivo de la distribución de la especie *Pardosa lugubris* fue:

$$PI = \frac{e^{(-3135.46 + 23.58 * ata - 34.44 * NDVISD - 9.77 * SV)}}{1 + e^{(-3135.46 + 23.58 * ata - 34.44 * NDVISD - 9.77 * SV)}}$$

El modelo fue realizado a la escala de 60 x 60 m, y indicó una relación negativa de la distribución de esta especie con la vegetación esclerófila y la heterogeneidad del paisaje. A su vez presentó una correlación positiva con la amplitud térmica. El modelo presentó un valor de la r^2 de 0.75 para de Cox & Snell y de 0.99 para Nagerkelke. Estos resultados mostraron la preferencia de la especie por zonas con una amplitud térmica anual elevada y una aversión por la vegetación esclerófila y zonas donde no domina una comunidad vegetal.

El procedimiento Jacknife mostró una correlación de Kendall Tau de 0.71 (sig.<0.0001) entre los valores observados y sus predicciones. Se obtuvo un falso positivo y dos falsos negativos:

		obser	
		0	1
pred	0	10	2
	1	1	8

La curva ROC (Fig. VII.33.) mostró una AUC del 0.89 ± 0.14 (sig.<0.002), indicando una no muy alta capacidad predictiva del modelo de distribución obtenido para esta especie.

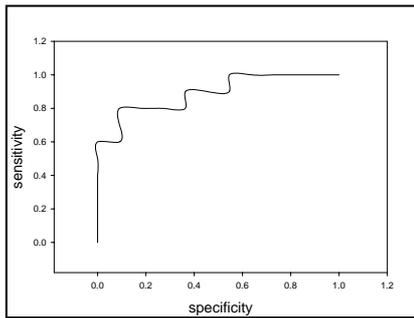


Fig. VII.33. Curva ROC para el modelo de regresión logística de *Pardosa lugubris*.

El análisis de la autocorrelación, no detectó dependencia de la abundancia de la especie con las variables espaciales ni ninguna de sus formas polinómicas.

El modelo obtenido para la predicción de la distribución de *Bolyphantes alticeps* fue:

$$Ba = \frac{e^{(491.768 - 4.26 * ata + 2.32 * CF)}}{1 + e^{(491.768 - 4.26 * ata + 2.32 * CF)}}$$

El modelo, obtenido a la escala óptima de 140 x 140 m, mostró una r^2 de 0.7 para Cox & Snell y de 0.99 para Nagerkelke (sig.<0.0001). Las variables seleccionadas como predictores de la distribución de esta especie fueron la amplitud térmica y los bosques de coníferas. Los coeficientes de los predictores mostraron una clara preferencia de la especie por los bosques de coníferas donde se presente una amplitud térmica anual baja.

La evaluación mediante el procedimiento Jacknife mostró una correlación de Kendall Tau entre los valores observados y las predicciones de 1 (sig.<0.0001), indicando que todos los valores observados fueron correctamente predichos por el modelo. Por lo tanto, no se obtuvieron ni falsos positivos ni falsos negativos:

		obser	
		0	1
pred	0	15	0
	1	0	6

El AUC de la curva ROC fue de 0.98 ± 0.54 , indicando de este modo una alta capacidad predictiva del modelo de la distribución de *Bolyphantes alticeps* (Fig. VII.34.).

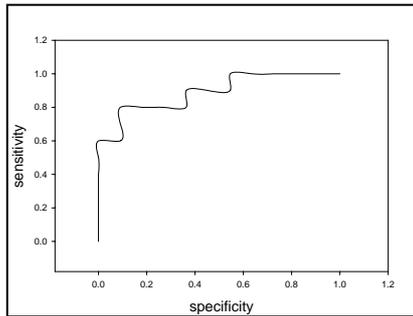


Fig. VII.34. Curva ROC para el modelo de regresión logística de *Bolyphantes alticeps*.

El análisis de la autocorrelación no detectó dependencia de la abundancia de la especie con las variables espaciales ni ninguna de sus formas polinómicas.

El modelo permitió obtener por extrapolación una imagen del Parque Natural del Cadí-Moixeró donde se representa la distribución de la especie *Bolyphantes alticeps* (Fig. VII.35.).

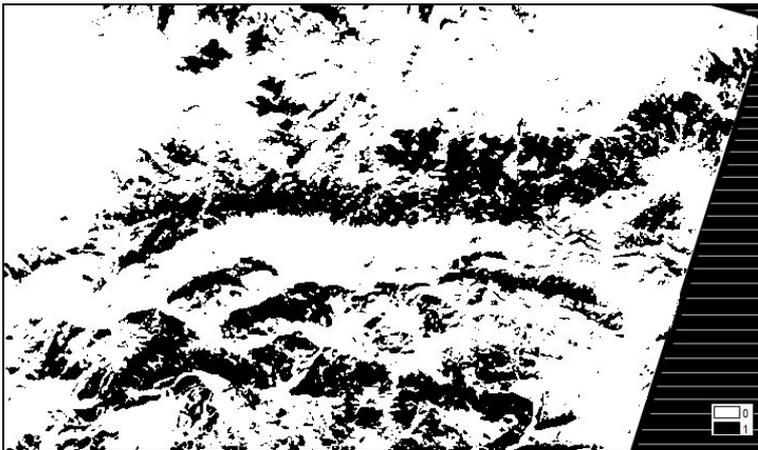


Fig. VII.35. Mapa de abundancias de la especie *Bolyphantes alticeps* en el Parque Natural del Cadí-Moixeró. La área rallada corresponde a zonas fuera de la imagen.

4. Discusión

Los modelos predictivos constituyen un elemento efectivo para obtener información sobre la distribución espacial de la diversidad en un periodo de tiempo y un esfuerzo razonables, y pueden resultar de gran utilidad para la gestión de territorios y especies. A su vez, permiten conocer los factores que influyen sobre las especies y determinan su distribución.

Se realizaron tres tipos de modelos predictivos de la diversidad. El primero que se obtuvo, y en el que se centra el presente capítulo, fue un modelo predictivo de la riqueza de especies de arañas en el



Parque Natural del Cadí-Moixeró. Los otros dos fueron modelos de abundancia y de distribución de las especies. Para los dos últimos se seleccionaron cuatro especies para ejemplificar la metodología y la interpretación de los resultados de los modelos. Previamente a la realización de los modelos se seleccionó la escala espacial que explicaba mejor la relación entre la riqueza o distribución de las especies y los factores ambientales, y a la que se denominó escala óptima. La elección de la escala óptima se realizó mediante aproximación multiescalar. Este método permitió ver la respuesta de las especies a todas las escalas espaciales de la imagen obtenida de sensores remotos; desde 20 x 20 m hasta 2820 x 2820 m. En todos los modelos obtenidos este procedimiento mostró una importante respuesta de las arañas a escalas pequeñas y una mínima respuesta a escalas grandes, indicando que la máxima relación entre este grupo taxonómico y los factores medioambientales se presenta a este nivel.

En el modelo de la riqueza de especies se realizó aproximación multiescalar mediante Análisis Canónico de Correspondencias para los datos de composición de las especies, y Regresión Múltiple Lineal para los datos de riqueza de especies. En ambos casos los resultados indicaron que las escalas más adecuadas para el estudio de la riqueza de especies de arañas eran escalas pequeñas, siendo la óptima la de 220 x 220 m. En los modelos de abundancia, los resultados indicaron que la escala óptima para cada especie era diferente, demostrando que las relaciones de las especies con el espacio varían y verificando de este modo la necesidad de evaluar la escala óptima en cada modelo. Dos de las cuatro especies seleccionadas, *Harpactocrates ravastellus* y *Amaurobius similis*, presentaron como escala óptima la de 100 x 100 m. La especie *Zelotes manius* presentó como escala óptima la correspondiente a 140 x 140 m y *Tenuiphantes tenuis* a 460 x 460 m. Todas las escalas óptimas seleccionadas para los modelos de la abundancia de especies resultaron ser escalas pequeñas. En los modelos de distribución la escala óptima correspondiente a cada modelo también difirió entre especies, pero manteniéndose siempre dentro del rango de las escalas pequeñas. Las especies *Improphantes improbulus* y *Pardosa lugubris* mostraron la máxima relación con los descriptores del paisaje a la escala más pequeña, correspondiente a 60 x 60 m. La especie *Bolyphantes alticeps* presentó como escala óptima la de 140 x 140 m y para *Nemesia dubia* se seleccionó la escala de 580 x 580 m, siendo la más grande de todos los modelos realizados. Los resultados obtenidos mostraron como para diferentes especies de arañas de diferentes familias, así como para la riqueza de especies, la escala espacial que mostraba una máxima relación con el paisaje siempre correspondía a una escala pequeña. Los trabajos de Chust et al. (2003, 2004) abordan la problemática de la escala desde la perspectiva de diferentes grupos de artrópodos terrestres, y encuentran que la máxima relación entre la riqueza de especies y los factores ambientales se da a escalas pequeñas. La escala óptima para evaluar la riqueza de especies de homópteros es de 250 x 250 m, de 60 x 60 m para los dípteros (Chust et al. 2004) y de 210 x 210 m para los colémbolos (Chust 2003), todas ellas muy parecidas a las que se encontraron para las arañas en este trabajo.

La diversidad es escalodependiente (O'Neill et al. 1989, Innes & Koch 1998) y la respuesta de las especies es distinta a diferentes escalas del paisaje (Chust et al. 2003, Chust et al. 2004, Rahbek 2005).

Los análisis de la relación entre diferentes medidas de las especies de arañas (riqueza, abundancia y presencia/ausencia) y la escala espacial pusieron de manifiesto la necesidad de considerar la escala en trabajos referentes a la distribución geográfica de la diversidad y de las especies. La importancia de la escala sobre las especies y comunidades ya ha sido debatida en diversos trabajos (Wiens 1989, Levin 1992, Rahbek 2005), y algunos autores la atribuyen a que el hábitat conveniente se relaciona con diferentes factores a diferentes escalas (Wiens 1989, Saab 1999, Store & Kangas 2001). No obstante, la gran mayoría de los modelos predictivos de la distribución de la diversidad que se realizan no consideran la variación escalar, lo que los hace poco útiles como herramienta para aplicar en conservación (Store & Kangas 2001). El uso de una escala óptima para la elaboración de un modelo predictivo, tanto de especies como de diversidad, permite la obtención de un modelo mucho más efectivo y por lo tanto se obtienen unas predicciones mucho más fiables. La escala de investigación determinará el rango de patrones y procesos que podrán ser detectados (Wiens 1989, Price et al. 2004) y a escala óptima las relaciones entre la diversidad y los factores ambientales seleccionados por el modelo serán más sólidas y permitirán una mejor interpretación. Por lo tanto, la evaluación escalar de la diversidad aporta una valiosa información para la elaboración de planes de gestión de territorios, porque permite identificar con una mayor fiabilidad las áreas más diversas. Actualmente la escala sigue siendo uno de los problemas centrales en ecología y esta debería ser abordada para predecir y entender los fenómenos ecológicos (ver Levin 1992), así como para detectar y interpretar los patrones de la riqueza de especies (Rahbek 2005).

Una herramienta muy útil que permite abordar el problema de la escala espacial en la evaluación de la biodiversidad son los sensores remotos y, en la actualidad, se observa un importante incremento del uso de imágenes satélite en estudios de biodiversidad (Stoms & Estes 1993, Innes & Koch 1998, Turner et al. 2001). Permite trabajar a diferentes escalas, posibilitando la aproximación multiescalar como método de selección de la escala óptima (por ejemplo; Price et al. 2004, Wu & Smeins 2000). El uso de sensores de satélites de alta resolución (SPOT XS en nuestro caso) para extraer la información de los descriptores del paisaje permitió identificar la escala espacial óptima, y la información obtenida por esta tecnología junto al empleo de sistemas de información geográfica (GIS) posibilitaron la aplicación del modelo predictivo de la riqueza de especies para obtener una imagen del territorio donde quedó representado el valor de la diversidad en toda su área.

El modelo predictivo a escala óptima de la riqueza de especies de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró a escala óptima explicó un 82 % de la varianza. De todos los factores ambientales incluidos en el modelo de regresión múltiple lineal, como posibles predictores de la riqueza de especies de arañas, fueron seleccionados exclusivamente factores de cobertura vegetal (descriptores del paisaje): prado alpino y terreno rocoso, vegetación esclerófila y bosque caducifolio. Los factores abióticos (climáticos y topográficos) no fueron incluidos por el modelo como predictores de la riqueza de especies de arañas. La máxima influencia vino dada por el bosque caducifolio, cuya relación con la riqueza de especies resultó negativa. La influencia de prados alpinos y terrenos rocosos sobre la riqueza de especies fue, aunque



menos importante, también negativa. Por el contrario la riqueza de especies de arañas aumentaba con la proporción de vegetación esclerófila. Las zonas cubiertas por prados alpinos o rocas y los bosques caducifolios resultaron ser las zonas menos diversas de todo el parque, y la mayor diversidad se localizó en las áreas de vegetación esclerófila. Con los datos de abundancia se realizó un análisis de partición de la varianza a escala óptima que indicó una mayor importancia de los descriptores del paisaje en la relación entre la composición de especies de arañas y los factores ambientales. La imagen de la riqueza de especies resultante de la aplicación del modelo a todo el territorio del Parque Natural del Cadí-Moixeró muestra la mayor riqueza de especies de arañas en la zona suroeste de la imagen, donde se localizan las zonas con menor altitud, y los valores más bajos se encuentran en las zonas de mayor altitud. Sin embargo, al no estar seleccionada la altitud como predictor de la riqueza de especies de arañas, probablemente se trate de un efecto indirecto. La altitud y otros factores abióticos influyen sobre los descriptores del paisaje y estos influyen sobre la riqueza de especies de arañas.

Por otro lado, el modelo predictivo obtenido mostró una fuerte influencia de los descriptores del paisaje sobre las comunidades de arañas y reveló que, a escalas pequeñas, la riqueza de especies de arañas estaba altamente correlacionada con los descriptores del paisaje. En otras ocasiones Chust et al. (2003, 2004) detectaron la dependencia de la fauna edáfica (homópteros y colémbolos) a los descriptores del paisaje a escalas pequeñas. Los descriptores del paisaje están basados en la vegetación y la clasificación de la cobertura del suelo (Chust 2003), por lo que la distribución de riqueza de especies de arañas está estrechamente relacionada con la vegetación. La influencia del hábitat sobre los grupos depredadores como las arañas puede ser debida a la forma física del entorno (Duffey 1966) porque requieren una arquitectura del medio adecuada a su estrategia de caza. La fisonomía o estructura física del hábitat tiene una gran influencia sobre la preferencia de hábitat de las especies y la composición de las comunidades de arañas (Uetz 1991, Wise 1993). Hurd & Fagan (1992) y Dennis (2001) estudiaron la sensibilidad de las comunidades de arañas epigeas y los resultados indicaron que la estructura de la vegetación tiene un efecto importante sobre la composición de especies y abundancia de arácnidos. No obstante, podemos considerar la influencia de los descriptores del paisaje sobre la riqueza de especies de arañas como un factor indirecto, y atribuir el efecto a diferencias en la productividad de las comunidades vegetales. Los descriptores del paisaje, o comunidades vegetales, fueron extraídos del NDVI, y este índice es un indicador de la presencia y actividad fotosintética de la vegetación, y está relacionado con la biomasa o productividad vegetal (Lillesand & Kiefer 2000). Un incremento en la productividad provocaría un incremento de la diversidad de herbívoros (“bottom-up” control de la diversidad) (Siemann 1998, Hunter & Price 1992), que a su vez soportaría una alta diversidad de depredadores (Hunter & Price 1992). Los efectos de la productividad sobre la diversidad o abundancia de herbívoros, carnívoros y detritívoros están descritos por una variedad de modelos y hipótesis, pero los resultados empíricos que soportan estas relaciones son limitados (Perner et al. 2005).

Los modelos predictivos de la abundancia de especies mostraron resultados muy distintos según la especie, encontrando relaciones diferentes entre las variables ambientales y cada una de las especies. El modelo de abundancias de la especie *Harpactocrates ravastellus* mostró, con un 89% de la varianza explicada, una fuerte correlación positiva con la variable correspondiente a los bosques de coníferas. Estos resultados indican una clara preferencia de hábitat de la especie, hallándose más abundantemente en los bosques de coníferas. La especie *Tenuiphantes tenuis* presentó como variables predictivas de su abundancia la radiación solar anual, la vegetación esclerófila y la desviación estándar del índice NDVI, indicador de la heterogeneidad del paisaje. Estas tres variables explicaban un 68% de la varianza total, y indicaron una correlación positiva de la abundancia con la desviación estándar del NDVI y la vegetación esclerófila, y una correlación negativa con la radiación solar. Estos resultados mostraron que la mayor abundancia de esta especie podía localizarse en comunidades de vegetación esclerófila no homogéneas situadas en zonas no soleadas. La especie *Amaurobius similis* también mostró una correlación negativa con la radiación solar anual, así como una correlación positiva con la variable correspondiente a bosques caducifolios. El porcentaje de la varianza explicada por estas dos variables fue del 46%. Los resultados del modelo mostraron una preferencia de la especie por bosques caducifolios y umbríos. Por último, la especie *Zelotes manius* mostró, con un porcentaje de la varianza explicada del 70%, una relación con las variables correspondientes a vegetación esclerófila y la heterogeneidad del paisaje, indicando que los valores más altos de abundancia de esta especie se localizaron en zonas heterogéneas con dominio de la vegetación esclerófila.

Los modelos predictivos de la distribución de especies mostraron en cada uno de los casos las variables ambientales que influían en su distribución. La especie *Nemesia dubia* mostró una dependencia sobre las variables correspondientes a vegetación esclerófila y altitud. El modelo obtenido presentó una predictibilidad de 0.7, con una varianza explicada del 99%, y los coeficientes de las dos variables predictivas indicaron correlación positiva de la especie con la vegetación esclerófila y correlación negativa con la altitud. Estos resultados mostraron que la especie *N. dubia* se distribuye en zonas de vegetación esclerófila situadas a baja altitud. El modelo predictivo de la distribución de la especie *Improphantes improbulus* indicó una dependencia de esta con las variables ambientales correspondientes a la media del valor del índice NDVI y a los bosques de coníferas. La predictibilidad del modelo fue de 0.75 y la varianza total explicada del 99%. Los coeficientes de las variables predictivas mostraron una correlación negativa con la media del NDVI y una correlación positiva con los bosques de coníferas, indicando que esta especie se localiza principalmente en esta comunidad vegetal. La especie *Pardosa lugubris* mostró una dependencia por los factores ambientales correspondientes a la desviación estándar del NDVI, a la vegetación esclerófila y a la amplitud térmica anual. El modelo obtenido presentó una predictibilidad de 0.75, con una varianza explicada del 0.99%. Los coeficientes de las variables predictivas indicaron una correlación negativa de la especie con la heterogeneidad del paisaje y la vegetación esclerófila, y una correlación positiva con la amplitud térmica. Estos resultados mostraron que la especie *P. lugubris* se localiza en zonas con vegetación homogénea y una elevada amplitud térmica



anual, preferentemente de vegetación no esclerófila. Por último, el modelo predictivo de la distribución de la especie *Bolyphantes alticeps* mostró, con una predictibilidad de 0.7 y una porcentaje de la varianza explicada del 99%, una dependencia de la especie con la amplitud térmica anual y la comunidad correspondiente a bosques de coníferas. Los coeficientes de los predictores indicaron que esta especie se localiza en bosques de coníferas con una baja amplitud térmica.

Todos los modelos predictivos fueron evaluados con las técnicas más utilizadas en estudios de distribución de la diversidad y de las especies. Para los modelos de Regresión Múltiple lineal se efectuó un amplio análisis de los residuos y para los modelos de Regresión Logística se calculó el área bajo la curva (AUC) de la curva ROC. En todos los casos se realizó el procedimiento Jackknife y se analizó la presencia de autocorrelación espacial. El modelo predictivo de la riqueza de especies de arañas mostró, después de su evaluación, una alta fiabilidad. El análisis de los residuos indicó la presencia de dos outliers, que fueron eliminados, y el coeficiente de determinación del procedimiento Jackknife fue de 0.72, verificando el elevado poder predictivo del modelo. La varianza total explicada por el modelo fue del 82%, y no se encontró autocorrelación espacial. Todos estos resultados permitieron concluir que el modelo resultante era válido para predecir la riqueza de especies de arañas del Parque Natural del Cádiz-Moixeró. Los modelos predictivos de la distribución de abundancias de las especies presentaron una considerable variación en los resultados de las evaluaciones. El modelo de la especie *H. ravastellus* fue el que mostró una mayor fiabilidad en sus predicciones, con una varianza explicada del 89% y un coeficiente de determinación del procedimiento Jackknife de 0.513. Este valor, aun siendo bajo, nos permitió apoyar la validez del modelo. Por el contrario, el modelo de la especie *T. tenuis*, con un porcentaje de la varianza explicada del 68%, mostró un coeficiente de determinación Jackknife de 0.0114, lo que invalidó totalmente el modelo. Estos resultados fueron probablemente debidos al elevado número de ceros en los datos de localización de las especies, y se pudo observar que la alta r^2 del modelo estaba ocasionada por un único dato. La especie *A. similis* presentó un porcentaje de la varianza explicada de solo el 46%, y el procedimiento Jackknife se encargó de demostrar el bajo poder predictivo del modelo, con un valor del coeficiente de determinación de 0.218. La baja fiabilidad del modelo pudo estar ocasionada porque la pauta era debida a un único punto que resultó ser un outlier, y por la presencia de un elevado número de ceros en los datos. La especie *Z. manius*, que mostró un elevado porcentaje de la varianza explicado (70%) y un coeficiente de determinación del procedimiento Jackknife de 0.526, resultó no ser válido por mostrar autocorrelación espacial. La presencia de autocorrelación anula la presunción de independencia, por lo que no puede aplicarse regresión múltiple a los datos, además de la mayoría de procedimientos estadísticos habituales. Las evaluaciones de los modelos predictivos de la distribución de las especies indicaron en todos los casos que los modelos resultantes tenían un alto poder predictivo y eran muy eficaces. La especie *N. dubia* mostró una predictibilidad de 0.7, y la AUC, con un valor de 1, indicó que el modelo tenía el 100% de aciertos. El procedimiento Jackknife mostró una correlación de 1, y no se observó autocorrelación espacial en los datos. Las especies *I. improbulus*, *P. lugubris* y *B. alticeps* mostraron resultados similares, siendo la AUC más baja la de *P. lugubris*, con un valor de 0.89. En ningún

caso se observó autocorrelación espacial y los valores de correlación del procedimiento Jackknife fueron siempre superiores al 0.7. No obstante, todas las especies mostraban un elevado número de ceros en los datos, lo que no permite obtener modelos eficaces. Los resultados sorprendentemente favorables obtenidos en las valoraciones de los modelos de distribución cuestionaron la validez de los métodos de evaluación empleados para el análisis de regresiones logísticas. Por el contrario, los métodos de evaluación utilizados para los modelos de regresión múltiple mostraron su eficacia al invalidar tres de los cuatro modelos realizados, en los cuales el número de ceros en los datos era demasiado elevado para obtener un buen modelo y la pauta era causada por un único dato.

Es necesario considerar que los modelos de abundancia y distribución de especies de arañas se realizaron con el propósito de ejemplificar la metodología, porque los datos de partida fueron tomados con el objetivo de realizar un modelo de la riqueza de especies. Para la obtención de modelos eficaces de las especies de arañas el diseño de muestreo debería estar enfocado a la captura de la especie y debería contemplar todos sus hábitos. Los resultados del trabajo realizado sobre los modelos predictivos de la diversidad y de las especies indican la validez de esta metodología para predecir la riqueza de especies, así como su abundancia, pero pone en entredicho la metodología empleada para los modelos de regresión logística, especialmente sus métodos de evaluación (AUC de la curva ROC y Jackknife). Por otro lado, el método de aproximación multiescalar puso de manifiesto la importancia de la escala espacial para la realización de modelos predictivos.



Capítulo VIII

Conclusiones Generales

Conclusiones Generales

- 1) En el presente trabajo se localizaron 251 especies de arañas, de las cuales 216 son nuevas citas para el territorio, 19 para los Pirineos y 26 para la Península Ibérica. El elevado número de especies recolectadas pone de manifiesto la alta diversidad que contiene el Parque Natural del Cadí-Moixeró, probablemente debida a la existencia de diferentes zonas climáticas. Se capturaron tanto especies típicas de climas mediterráneos como de climas boreoalpinos, quedando reflejada la presencia de las diferentes zonas climáticas dentro del Parque Natural.
- 2) La estrategia de muestreo diseñada proporcionó datos válidos para el estudio de la biodiversidad de las arañas edáficas del Parque Natural. Aunque en ninguna de las localidades muestreadas se alcanzó la asíntota de la curva especies – esfuerzo de muestreo, el porcentaje de especies de arañas registradas fue del 85%. El elevado número de especies raras que presenta este grupo no permite el registro de todas las especies del territorio, siendo las especies raras (singletons y doubletons) el 37% de las especies capturadas. No obstante, el elevado porcentaje de fauna registrada avaló los estudios ecológicos y de diversidad efectuados con estos datos.
- 3) La estructura de las comunidades de arañas edáficas del Parque Natural del Cadí-Moixeró pone de manifiesto la existencia de numerosas especies raras y pocas especies abundantes. El ajuste de los datos a modelos de abundancia mostró en todas las localidades una distribución logarítmica, indicando que se trata de comunidades con un valor pequeño de la abundancia de especies y una gran proporción de especies raras. Todas las localidades, excepto la estación situada a mayor altitud, se ajustaron a una distribución log normal, indicando que se trata de comunidades estables en equilibrio.
- 4) La composición faunística de las comunidades de arañas del Parque Natural del Cadí-Moixeró presenta un predominio de las especies de las familias Linyphiidae, Gnaphosidae y Lycosidae. A su vez, estas tres familias son las que presentan una mayor abundancia de ejemplares, seguidas de Dysderidae, Amaurobiidae y Agelenidae. La elevada abundancia de las tres últimas familias se debe únicamente a tres especies: *Harpactocrates ravastellus* y *Paracoelotes pyrenaeus*, dos endemismos pirenaicos, y *Tegenaria fuesslini*.
- 5) La evaluación de la diversidad alfa indicó que las comunidades más diversas se situaban en las estaciones correspondientes a prados de pastoreo y carrascal, mientras que las menos diversas se localizan en las comunidades de prados alpinos y hayedos. Para la medición de la diversidad alfa se valoraron diversos atributos de la diversidad (riqueza de especies, estimación de la riqueza de especies, estructura de la comunidad (equidad/dominancia)) y cada uno de ellos fue evaluado con



diferentes métodos. Todos los métodos que miden un mismo atributo dieron resultados altamente correlacionados.

- 6) La evaluación de la diversidad beta indica la existencia de una alta homogeneidad entre las muestras de una misma estación y una heterogeneidad moderada entre estaciones. Los diferentes métodos comparativos utilizados para la evaluación de la diversidad beta agrupan las comunidades de arañas según la comunidad vegetal con la que se correspondían, lo que pone de manifiesto la capacidad de las arañas para caracterizar el hábitat. Los resultados obtenidos por los diferentes métodos utilizados presentan una correlación elevada.
- 7) La búsqueda de sustitutos para la diversidad mostró que ninguna de las especies o géneros registrados eran indicadores de la riqueza de especies de arañas. No obstante, el número de especies de las familias *Gnaphosidae*, *Lycosidae* y *Agelenidae* se revelaron como sustitutos válidos de la riqueza de especies de arañas. La evaluación del uso de taxones superiores para valorar el número de especies de arañas mostró únicamente al número de géneros como un sustituto eficaz.
- 8) Los modelos predictivos de la distribución geográfica de la diversidad y de las especies resultaron ser una herramienta válida y eficaz para la evaluación de la biodiversidad. El modelo predictivo de la riqueza de especies permitió obtener los valores de diversidad de arañas de todo el Parque Natural, información muy beneficiosa para la elaboración de futuros planes de gestión del territorio. Los modelos de distribución y abundancias de las especies no mostraron tan buenos resultados, debido principalmente a que el muestreo no estaba enfocado para ello. No obstante, permitió evaluar la metodología empleada, mostrando su eficacia en los modelos de abundancia y cuestionándose su validez en los modelos de presencia / ausencia de especies. .
- 9) Los análisis de aproximación multiescalar realizados en la obtención de cada uno de los modelos predictivos señaló la importancia de la escala para estudiar la relación entre la diversidad y el espacio, aumentando considerablemente el poder predictivo de los modelos cuando estos se realizan a escala espacial óptima. La relación entre la diversidad y los factores mediomambientales varía notablemente con la escala, y diferentes especies requieren diferentes escalas de trabajo. No obstante, el grupo de las arañas siempre requirió escalas pequeñas, encontrándose siempre incluidas en el rango de 60 x 60 m a 580 x 580 m.
- 10) El modelo de la riqueza de especies de arañas del Parque Natural permite conocer los valores de la diversidad en todo el territorio, y los modelos de abundancia y presencia / ausencia muestran la distribución de las especies dentro de los límites del Parque Natural. La información obtenida con estos modelos resulta inestimable para la elaboración de planes de gestión del territorio y la conservación de las especies.

Inventario de Araneidos del Parque Natural del Cadí-Moixeró

ORDEN ARANEAE

Fam. ATYPIDAE	Thorell, 1870
----------------------	---------------

Familia representada a Europa por un solo género: *Atypus*.

Gen. ATYPUS	Latreille, 1804
--------------------	-----------------

- *Atypus affinis** Eichwald, 1830
[PNCM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Especie distribuida por Europa occidental, central, meridional y Algeria. Ha estado citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Fam. NEMESIIDAE	Simon, 1892
------------------------	-------------

Familia distribuida mayoritariamente por el sur-oeste de Europa, muy bien representada en la cuenca mediterránea de la Península Ibérica, tan solo uno citado en la zona pirenaica.

Gen. NEMESIA	Audonin, 1826
---------------------	---------------

- *Nemesia dubia** Cambridge, 1874
[PNCM]: AY. Barranc de Cerc
AI i AJ. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AR. Roca Carbassa (Fórnoles).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).
CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie distribuida por toda la Península Ibérica, más abundante en la zona noreste. Está citada en todos los Pirineos. Citas en Das, Pi, la Seu d'Urgell i La Molina.

- *Nemesia raripila** Simon, 1914
[PNCM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Especie distribuida por el norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses.

Fam. LEPTONETIDAE	Simon, 1892
--------------------------	-------------

Familia distribuida abundantemente por la región mediterránea. Se localiza principalmente en el interior de cavidades, aunque algunas especies pueden encontrarse en el exterior, en lugares oscuros y muy húmedos.

Gen. LEPTONETA	Simon, 1872
-----------------------	-------------

- *Leptoneta infusata** Simon, 1872
[PNCM]: AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).
CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).



Distribuida por el noreste de la Península Ibérica y por el sureste de Francia. Es frecuente y abundante en las cavidades subterráneas. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y catalanes (Duro y La Seu d'Urgell, Lérida).

Fam. PHOLCIDAE	C.L. Koch, 1850
-----------------------	-----------------

Familia muy común, representada en Europa por algunas especies muy abundantes, principalmente aquellas que presentan tendencias antropófilas.

Gen. PHOLCUS	Walckenaer, 1805
---------------------	------------------

- *Pholcus phalangioides* (Fuesslin, 1775)
[PNM]: Bellver de Cerdanya (àrea urbana).

Especie casi cosmopolita, muy frecuente en la Península Ibérica. Se encuentra en edificios y cavidades, tanto naturales como artificiales.

- *Pholcus opilionoides* (Schrank, 1781)
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Distribuida por Europa central, meridional i Asia central. Abundante en áreas secas y soleadas de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses.

Gen. HOLOCNEMUS	Simon, 1875
------------------------	-------------

- *Holocnemus caudatus* (Dufour 1820)
[PNM]: La Fou de Bor (Bor de Cerdanya).

Frecuente en el sur de la Península Ibérica y zona mediterránea, en el interior de parededs y muros. No citada en los Pirineos.

Fam. SEGESTRIDAE	Simon, 1893
-------------------------	-------------

Representada en Europa per dos gèneros, un de ellos recolectado en la zona de estudio.

Gen. SEGESTRIA	Latreille, 1804
-----------------------	-----------------

- *Segestria senoculata* (Linne, 1758)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).

Especie de distribución paleártica extendida y común en toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses.

Fam. DYSDERIDAE	C.L. Koch, 1837
------------------------	-----------------

Familia de distribución europea que coloniza toda la cuenca mediterránea. Son arañas edáficas con escasa capacidad de dispersión y que, por tanto, presentan áreas de distribución bastante restringidas. Los Disderidos se encuentran en Europa, región mediterránea i islas atlánticas, siendo las penínsulas del sur de Europa las que presentan una mayor diversidad. La mayoría de especies están ligadas a zonas climatológicas de tipo mediterráneo, pero existen algunas formas adaptadas a climas de alta montaña.

Gen. DYSDERA

Latreille, 1804

- *Dysdera erythrina** (Walckenaer, 1802)
 [PNM]: AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AJ i AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
 AR. Roca Carbassa (Fórnols).
 AZ. Riu Segre (Prullans).
 AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
 AS. Alàs i Cerc.
 AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).
 AH. Montellà i Martinet.
 AK. Alp.
 AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).
 CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
 AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
 AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
 AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
 AL. La Masella (Alp).
 CE. L'Erola de baix (La Pobla de l'Illet).
 AV. Mare de Déu de Gresolet (Saldes).
 CA. Pla d'Anyella (La Molina).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
 AW. Riera del Gresolet (Saldes).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).
 AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).

Presente en gran parte de Europa y frecuente en el noreste de la Península Ibérica, donde parece que presenta su límite meridional. Citada ampliamente en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

- *Dysdera scabricula** Simon, 1882
 [PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Localizada en el norte de la Península Ibérica, con una frecuencia muy baja. Citada en el Pirineo de Huesca y Navarra.

Gen. HARPACTOCRATES

Simon, 1914

- *Harpactocrates ravastellus** Simon, 1914
 [PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AL. La Massella (Alp).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AK. Alp.
 AH. Montellà i Martinet.
 AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
 AS. Alàs i Cerc.
 AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
 AI i AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
 AR. Roca Carbassa (Fórnols).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
 AN. Tosa d'Alp (Alp).
 CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).
 AU. Coll de la Balma (Gisclareny).



AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).

Especie endémica de los Pirineos. Citada en los Pirineos de Huesca, de Navarra, franceses y en Sant Maurici (Lérida).

Gen. PARACHTES

Alicata, 1964

- *Parachtes teruelis** (Kraus, 1955)
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Especie endémica de la Península Ibérica, citada únicamente en parte nororiental. No ha estado citada en los Pirineos franceses, pero si en Jaca (Huesca) y Navarra.

Gen. HARPACTEA

Bristow, 1939

- *Harpactea hombergei** (Scopoli, 1763)
[PNM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
AS. Alàs i Cerc.
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).
CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).
CE. L'Erola de baix (La Pobla de l'Illet).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Es una de las pocas especies del género que presenta una amplia distribución. Se encuentra por toda Europa, donde es bastante común. En la Península Ibérica su presencia está limitada a la zona norte. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses, en Andorra y en Pont de Suert.

Fam. OONOPIDAE	Simon, 1892
-----------------------	-------------

Familia representada en la región europea por cinco géneros, pero con un número muy pequeño de especies, la mayoría de ellos exclusivamente de climas mediterráneos.

Gen. OONOPS

Templeton, 1834

- *Oonops procerus** Simon, 1882
[PNM]: AH. Monellà i Martinet, Pi roig 1550m.
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet), Pi negre 2037m.
AS. Alàs i Cerc, Pi roig 1000m.
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes), Fageda 1400m.
AQ. Font de la Doble Ona (Bagà), Fageda/Pi roig 1400m.
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AK. Alp.
AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).
AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
AO. Coll de Pal (Bagà).
AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).

Especies localizada en el norte de la Península Ibérica. Citada en el Montseny (Barcelona) y el Pirineo de Huesca y Navarra.

Fam. MIMETIDAE

Simon, 1895

Familia pequeña representada en Europa por dos géneros poco diversificados.

Gen. ERO

C.L. Koch, 1837

- *Ero furcata* (Villers, 1789)
[PNCM]: AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie muy común en Europa y América del norte. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Fam. ERESIDAE

C.L. Koch, 1851

Familia representada en la Península Ibérica por dos géneros, únicamente uno de ellos presente en el norte y centro de Europa.

Gen. ERESUS

Walckenaer, 1805

- *Eresus cinnaberinus* (Olivier, 1789)
[PNCM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Especie de distribución paleártica. Ampliamente distribuida por la Península Ibérica. Citada en el Pirineo de Huesca.

Fam. OECOBIDAE

Blackwall, 1862

Familia de distribución típicamente tropical, con una única especie en Europa.

Gen. UROCTEA

Dufour, 1820

- *Uroctea durandi* (Latreille, 1809)
[PNCM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie presente prácticamente en toda la Península Ibérica, más frecuente en la zona mediterránea. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Fam. ULOBORIDAE

O.P. Cambridge, 1871

Familia poco diversa. En Europa está representada únicamente por dos géneros y tres especies.

Gen. HYPTIOTES

Walckenaer, 1833

- *Hyptiotes paradoxus* (C.L. Koch, 1837)
[PNCM]: AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).

Especie distribuida por Europa y localizada ampliamente en la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses y en Andorra.

**Fam. NESTICIDAE**

Simon, 1894

Las especies de esta familia colonizan ampliamente las cavidades subterráneas del sur de Europa. En la Península Ibérica se conocen un total de 6 especies.

Gen. NESTICUS

Thorell, 1869

- *Nesticus cellulanus* (Clerck, 1757)
[PNCM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
La Fou de Bor (Bor de Cerdanya).

Especie frecuente, extendida por el noreste de la Península Ibérica y el sur de Francia. Citada en los Pirineos franceses, catalanes y en la Fou de Bor (La Cerdanya, Gerona).

Fam. THERIDIIDAE

Sundevall, 1833

Familia muy diversificada, representada por una veintena de géneros en la Península Ibérica, alguno de ellos con un elevado número de especies.

Gen. ENOPLGNATHA

Pavesi, 1880

- *Enoplognatha ovata* (Clerck, 1757)
[PNCM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AZ. Riu Segre (Prullans).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AK. Alp.

Distribuida por toda la región paleártica, es la especie más común del género. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, Andorra y La Cerdanya (Gerona).

- *Enoplognatha latimana* Hippa & Oksala, 1982
[PNCM]: Riu de Bastanist (Montellà i Martinet).

Especie distribuida por Europa. Su descripción es muy reciente y se tienen pocas citas. Citada en los Pirineos de Huesca, catalanes (Gerona) y franceses.

- *Enoplognatha thoracica* (Hahn, 1833)
[PNCM]: AK. Alp.

Especies de distribución holártica, ampliamente distribuida por la Península Ibérica. Citada en los Pirineos oscenses, catalanes y franceses.

Gen. DIPOENA

Thorell, 1869

- *Dipoena melanogaster** (C.L. Koch, 1837)
[PNCM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).
CE. L'Erola de Baix (La Pobla de l'Illet).

Ampliamente distribuida por Europa y África del norte. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, Andorra, franceses y en Ribes de Freser (Gerona).

Gen. LASAEOLA

Simon, 1881

- *Lasaeola prona** (Menge, 1868)
[PNM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie de distribución holártica, no citada en la Península Ibérica, pero localizada en los Pirineos franceses.

Gen. THERIDION

Walckenaer, 1805

- *Theridion varians* Hahn, 1831
[PNM]: Riu de Bastanist (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie paleártica muy común, ampliamente distribuida. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

- *Theridion impressum* (L. Koch, 1881)
[PNM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Distribuida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

- *Theridion sisyphium* (Clerck, 1757)
[PNM]: AK. Alp.
AH. Montellà i martinet.

Especie común extendida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Gen. ROBERTUS

Cambridge, 1879

- *Robertus lividus** (Blackwall, 1836)
[PNM]: AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AB. Grau de cireres (Riu de Cerdanya).
AK. Alp.
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie poco citada en la Península Ibérica, aunque es uno de los Terididos más frecuentes en el medio edáfico. Citada en los Pirineos oscenses, navarros, franceses y en Andorra.

Gen. ACHAEARANEA

Strand, 1929

- *Achaearana lunata* (Clerck, 1757)
[PNM]: AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).

Especie paleártica extendida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Gen. STEATODA

Sundevall, 1833

- *Steatoda triangulosa* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: Bellver de Cerdanya (àrea urbana), 1032m.



Distribuida por toda la región paleártica, altamente relacionada con ambientes antropicos. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

- *Steatoda phalerata* (Panzer, 1801)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà), Prat alpí 2100m.
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet), Pi negre 2037m.

Especie paleártica, muy extendida en la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses, catalanes (Vall d'Aran, Lérida) y en Andorra.

Gen. EPISINUS

Latreille, 1809

- *Episinus truncatus* Latreille, 1809
[PNM]: AS. Alàs i Cerc.
AK. Alp.

Especies de distribución paleártica. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Episinus maculipes* Cavanna, 1876
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Especie distribuida por la región mediterránea. En la zona pirenaica solo ha sido citada en Navarra.

Gen. PHOLCOMMA

Thorell, 1879

- *Pholcomma gibbum** (Westring, 1851)
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).

Única especie de este género en Europa. Distribuida por Europa y Algeria. Citada en los Pirineos oscenses, navarros, franceses y catalanes (Olot y Ripoll, Gerona).

Gen. EURYOPIS

Menge, 1868

- *Euryopis flavomaculata* (C.L. Koch, 1836)
[PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie europea de amplia distribución pero poco frecuente. No citada en la Península Ibérica, pero localizada en los Pirineos franceses.

Gen. CRUSTULINA

Menge, 1868

- *Crustulina scabripes** Simon, 1881
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Distribuida por Europa y África del norte. Citada en los Pirineos franceses y catalanes (Olot, Gerona).

Fam. LINYPHIIDAE

Blackwall, 1859

Familia muy diversa y numerosa que presenta un elevado número de géneros y especies.

SubFamilia Linyphiinae

Gen. CENTROMERUS

F. Dahl, 1886

- *Centromerus prudens** (Cambridge, 1873)
[PNCM]: AL. La Massella (Alp).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.

Distribuida por Europa central i occidental. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Calonge (Gerona).

- *Centromerus serratus** (Cambridge, 1875)
[PNCM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AY. Barranc ce Cerc (Alàs i Cerc).

Especie extendida por Europa central i occidental, en la Península Ibérica unicamente localizada en Barcelona y Jaca (Huesca). Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Centromerus incilium** (L. Koch, 1881)
[PNCM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).

Especie distribuïda por el centro y norte de Europa. En la zona pirenaica solo ha sido citada en Jaca (Huesca).

- *Centromerus arcanus** (Cambridge, 1873)
[PNCM]: AH. Montellà i Martinet.
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie paleártica, frecuente en el norte de Europa. Citada en los Pirineos franceses, en Andorra y en el Port de Toses (Gerona).

- *Centromerus albidus** Simon, 1929
[PNCM]: AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie distribuïda por Europa, poco frecuente en la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Centromerus dilutus** (O. P.-Cambridge, 1875)
[PNCM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Especie de distribución europea, localizada en el norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses, oscenses y catalanes (Olot, Gerona).

- *Centromerus sellarius** (Simon, 1884)
[PNCM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).



Especie europea pobremente representada en la Península Ibérica, localizada únicamente en el norte. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. CENTROMERITA

F. Dahl, 1882

- *Centromerita concinna** (Thorell, 1875)
 [PNM]: BC. Coll de la Balma (Gisclareny).
 AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
 AC. Serrat de les esposas (Riu de Cerdanya).
 AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).
 AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AH. Montellà i Martinet.
 AL. La Massella (Alp).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AV. Mare de Dèu del Gresolet (Saldes).
 CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Distribuida por Europa central, occidental y septentrional. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. LEPHYPHANTES

Menge, 1866

- *Lepthyphantes audax** Sørensen, 1898
 [PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Distribuida por las zonas montañosas de Europa. No citada en los Pirineos ni en la Península Ibérica.

- *Lepthyphantes minutus** (Blackwall, 1833)
 [PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie de distribución paleártica. En la Península Ibérica únicamente localizada en Jaca (Huesca) y Martinamor (Salamanca). Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. OBSCURIPHANTES

Saaristo & Tanasevitch, 2000

- *Obscuriphantes obscurus* (Blackwall, 1841)
 [PNM]: CA. Plà d'Anyella (La Molina).
 CB. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie de distribución paleártica. En la Península Ibérica únicamente se ha localizado en Jaca (Huesca). Citada en los Pirineos oscenses y franceses.

Gen. PINIPHANTES

Saaristo & Tanasevitch, 2000

- *Piniphantes pinicola** (Simon, 1884)
 [PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
 AK. Alp.

Distribuida por Europa central y occidental. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. TENUIPHANTES

Saaristo & Tanasevitch, 1996

- *Tenuiphantes zimmermanni** Bertkau, 1890
 [PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
 AR. Roca Carbassa (Fórnols).

BC. Coll de la Balma (Gisclareny).
AL. La Massella (Alp).
AV. Mare de Dèu del Gresolet (Saldes).
AN. Tosa d'Alp (Alp).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AH. Montellà i Martinet.
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AO. Coll de Pal (Bagà).
AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).

Ampliamente distribuida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Andorra.

- ***Tenuiphantes tenuis**** (Blackwall, 1852)
[PNCM]: AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AL. La Massella (Alp).
AO. Coll de Pal (Bagà).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AZ. Riu Segre (Prullans).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).
CE. L'Erola de baix (La Pobla de l'Illet).

Especie comun en Europa, también presente en América del norte, África del norte y Nueva Zelanda. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Andorra.

- ***Tenuiphantes tenebricola**** (Wider, 1834)
[PNCM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AL. La Massella (Alp).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AA. Coll de Pendís (Riu de Cerdanya).
AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AK. Alp.
AO. Coll de Pal (Bagà).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).
CB. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie poco frecuente extendida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Calonge (Gerona).

- ***Tenuiphantes flavipes**** (Blackwall, 1854).
[PNCM]: AC. Serrat de les esposes (Riu de Cerdanya).
AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).



AH. Montellà i Martinet.
 AK. Alp.
 AR. Roca Carbassa (Fórnols).
 AW. Riera del Gresolet (Saldes).
 CE. L'Erola de baix (Castellar de N'Hug).

Especie de distribución paleártica, localizada en el norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos oscenses, navarros y franceses.

- *Tenuiphantes mengei** (Kulczynski, 1887)
 [PNM]: AA. Coll de Pendís (Riu de Cerdanya).
 AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AK. Alp.
 AL. La Massella (Alp).

Especie de distribución paleártica. En la Península Ibérica únicamente ha sido localizada en Jaca (Huesca) y Sierra de Gredos. Citada en los Pirineos oscenses y franceses.

Gen. IMPROPHANTES

Saaristo & Tanasevitch, 1996

- *Improphantes decolor** (Westring, 1861)
 [PNM]: AC. Serrat de les esposes (Riu de Cerdanya).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AH. Montellà i Martinet.

Especie localizada en Europa y el Norte de África. En la Península Ibérica solamente está citada en Navarra. Citada en los Pirineos franceses y navarros.

- *Improphantes improbulus** (Simon, 1929)
 [PNM]: AA. Coll de Pendís (Riu de Cerdanya).
 AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AH. Montellà i Martinet.
 AL. La Massella (Alp).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).
 AS. Alàs i Cerc.
 CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie de distribución paleártica. En la Península Ibérica únicamente ha sido localizada en Sierra Nevada (Granada). Citada en los Pirineos franceses.

Gen. MANSUPHANTES

Saaristo & Tanasevitch, 1996

- *Mansuphantes mansuetus** (Thorell, 1875)
 [PNM]: AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
 AC. Serrat de les esposes (Riu de Cerdanya).
 AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).
 AE. Cal Peaire (Montellà i Martinet).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AH. Montellà i Martinet.
 AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

- AK. Alp.
- AL. La Massella (Alp).
- AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
- BC. Coll de la Balma (Gisclareny).
- CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie de distribución paleártica. En la Península Ibérica únicamente ha sido localizada en Jaca (Huesca) y Portugal.

Gen. MEGALEPHTYPHANTES

Wunderlich, 1994

- *Megalephtypantes collinus** (L. Koch, 1872)
[PNM]: AC. Serrat de les esposes (Riu de Cerdanya).

Especie de distribución paleártica, localizada, dentro de la Península Ibérica, en Jaca (Huesca) y Portugal. Citada en el Pirineo oscense.

Gen. PITYOHYPHANTES

Simon, 1929

- *Pityohypantes phrygianus* (C. L. Koch, 1836)
[PNM]: CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie de distribución paleártica. No citada en la Península Ibérica, pero localizada en los Pirineos franceses.

Gen. BOLYPHANTES

C.L. Koch, 1837

- *Bolyphantes luteolus** (Blackwall, 1833)
[PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Bergueda).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AL. La Massella (Alp).
AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).

Distribuida por la Europa boreo-alpina. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Bolyphantes alticeps** (Sundevall, 1832)
[PNM]: AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AH. Montellà i Martinet.
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Distribuida por la Europa boreo-alpina y Siberia. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. TROGLOHYPHANTES

Joseph, 1881

- *Troglohypantes orphaeus* (Simon, 1884)
[PNM]: AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).

**Gen. MICRONETA**

Menge, 1868

- *Microneta viaria** (Blackwall, 1841)
[PNM]: AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).
AB. Grau de Círceres (Riu de Cerdanya).
AV. Mare de Dèu del Gresolet (Saldes).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
CE. L'Erola de baix (Castellar de N'Hug).
CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie de distribución paleártica, presente en Europa y América del norte. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses.

Gen. STEMONYPHANTES

Menge, 1866

- *Stemonyphantes lineatus** (Linnaeus, 1758)
[PNM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).

Distribuida por Europa y Norte América, y localizada en el norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses.

Gen. DIPLOSTYLA

Emerton, 1882

- *Diplostyla concolor* (Wider, 1886)
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans), Bosc de ribera 950m.
CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Distribuida por el norte, centro y sur-oeste de Europa. También localizada en Madeira y América del norte. Citada en los Pirineos catalanes (Campelles, Gerona), andorranos y franceses.

Gen. LINYPHIA

Latreille, 1804

- *Linyphia triangularis* (Clerck, 1758)
[PNM]: BC. Coll de la Balma (Gisclareny).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
Querforadat (Cava).
AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
AH. Montellà i Martinet.
CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).
CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie muy abundante extendida por toda la región paleártica. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses, en Andorra y en La Cerdanya (Gerona).

Gen. FRONTINELLINA

Van Helsdingen, 1969

- *Frontinella frutetorum* (C.L. Koch, 1834)
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AK. Alp.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Distribuida por Europa y África del norte. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, en Andorra y en La Seu d'Urgell (Lérida).

Gen. POECILONETA

Kulczynski, 1894

- *Poeciloneta variegata** (C.L. Koch, 1834)
[PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).

Especie de distribución holártica, no citada en la Península Ibérica. Localizada en los Pirineos franceses.

Gen. MACRARGUS

Dahl, 1886

- *Macrargus carpintieri** (O. P.-Cambridge, 1894)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.

Especie de distribución paleártica no localizada en la Península Ibérica ni en los Pirineos.

Gen. NERIENE

Blackwall, 1833

- *Nerienne emphana* Walckenaer, 1941
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AL. La Massella (Alp).
AZ. Riu Segre (Prullans).
AV. Mare de Dèu del Gresolet (Saldes).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).

Especie de distribución paleártica. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Nerienne clathra* (Sundevall, 1829)
[PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie muy común distribuida por Europa y Norte América. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Nerienne peltata* (Wider, 1834)
[PNM]: AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AV. Mare de Dèu del Gresolet (Saldes).

Especie distribuida ampliamente por Europa. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Nerienne radiata* (Walckenaer, 1841)
[PNM]: AK. Alp.
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).

Especie extendida por Europa, Siberia y América del norte. Citada en los Pirineos oscenses, catalanes (Lérida), franceses y andorranos.

Gen. AGYNETA

Hull, 1911

- *Agyneta conigera** (O. P.-Cambridge, 1863)
[PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cíeres (Riu de Cerdanya).



CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie de distribución paleártica. No citada en la Península Ibérica, pero localizada en los Pirineos franceses.

- *Agyneta ramosa** Jackson, 1912
[PNM]: AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).
AS. Alàs i Cerc.
CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie de distribución paleártica. No citada en la Península Ibérica ni en los Pirineos.

SubFamilia Erigoninae**Gen. MONOCEPHALUS**

Smith, 1906

- *Monocephalus fuscipes** (Blackwall, 1836)
[PNM]: AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).
CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
CE. L'Erola de Baix (La Pobla de l'Illet).

Distribuida ampliamente por Europa occidental. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Monocephalus castaneipes** (Simon, 1884)
[PNM]: AL. La Massella (Alp).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).
CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie presente en el norte y centro de Europa. En la Península Ibérica y en los Pirineos únicamente ha estado citada a Jaca (Huesca).

Gen. DIPLOCEPHALUS

Bertkau, 1883

- *Diplocephalus latifrons* (O.P. Cambridge, 1871)
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie presente en toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. TISO

Simon, 1884

- *Tiso vagans* (Blackwall, 1834)
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).

Distribuida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Gen. SALOCA

Simon, 1926

- *Saloca diceros** (Cambridge, 1871)

[PNM]: AH. Montellà i Martinet.

Especie poco representada en la Península Ibérica, presente en Europa central y occidental. Citada en los Pirineos de Navarra y franceses.

Gen. TAPINOCYBA

Simon, 1884

- *Tapinocyba affinis** De Lessert, 1907
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AL. La Massella (Alp).

Especie de distribución paleártica presente en los Alpes y en los Cárpatos. No citada en la Península Ibérica, pero localizada en los Pirineos franceses.

- *Tapinocyba praecox** (O.P. Cambridge, 1873)
[PNM]: AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AS. Alàs i Cerc.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Ceradanya).

Distribuida por Europa central y occidental. No citada en la Península Ibérica, pero si localizada en los Pirineos franceses.

Gen. CERATINELLA

Emerton, 1882

- *Ceratinella brevis** (Wider, 1834)
[PNM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).

Especie poco frecuente distribuida por las áreas montañosas de Europa. Citada en los Pirineos franceses, el Port de Toses (Gerona), Ribes de Freser (Gerona) y Aigüestortes (Lérida).

Gen. ARAEONCUS

Simon, 1884

- *Araeoncus anguineus** (L. Koch, 1869)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).

Especie de distribución europea, localizada en los Alpes, siempre entre los 2000 y 3000m. No citada en los Pirineos, ni en la Península Ibérica.

Gen. ERIGONE

Audouin, 1826

- *Erigone dentipalpis** (Wider, 1834)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).
AK. Alp.

Especie común ampliamente distribuida por la región paleártica y Canadá. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Gen. ERIGONOPTERNA

Miller, 1947

- *Erigonopterna globipes** (L. Koch, 1872)



[PNM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
Especie presente en el norte y centro de Europa. No citada en los Pirineos ni en la Península Ibérica.

Gen. ERIGONELLA

Dahl, 1901

- *Erigonella ignobilis** (O.P. Cambridge, 1871)
[PNM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AO. Coll de Pal (Bagà).
AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).

Distribuida por el centro y norte de Europa. No citada en los Pirineos ni en la Península Ibérica.

- *Erigonella hiemalis** (Blackwall, 1841)
[PNM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie poco frecuente distribuida por Europa. No citada en los Pirineos ni en la Península Ibérica.

Gen. EVANSIA

O.P.-Cambridge, 1900

- *Evansia merens** (O.P. Cambridge, 1900)
[PNM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).

Distribuida por Europa central. No localizada en la Península Ibérica, pero citada en los Pirineos franceses.

Gen. TYPHOCHRESTUS

Simon, 1884

- *Typhochrestus digitatus** (O.P. Cambridge, 1872)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).

Especie distribuida por Europa, localmente abundante. Citada en los Pirineos de Navarra y franceses.

Gen. MIOXENA

Simon, 1926

- *Mioxena blanda* (Simon, 1884)
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie común distribuida por Europa central. No citada en los Pirineos ni en la Península Ibérica.

Gen. MOEBELIA

Dahl, 1886

- *Moebelia penicillata** (Westring, 1851)
[PNM]: AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).

Distribuida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. MICRARGUS

Dahl, 1886

- *Micargus herbigradus** (Blackwall, 1854)
[PNM]: AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AL. La Massella (Alp).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).

- AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
- AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
- CA. Plà d'Anyella (La Molina).
- CB. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie común extendida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Gen. MICROCTENONYX

Dahl, 1886

- *Microctenonyx subitaneus** (O.P. Cambridge, 1875)
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc), Roureda 850m.

Especie poco frecuente distribuida por Europa, África del norte y América del Norte. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. WALCKENAERIA

Blackwall, 1833

- *Walckenaeria acuminata** Blackwall, 1833
[PNM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AL. La Massella (Alp).
AS. Alàs i Cerc.
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AN. Tosa d'Alp (Alp).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Distribuida ampliamente por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Olot (Gerona).

- *Walckenaeria corniculans** (O.P. Cambridge, 1875)
[PNM]: AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola del Berguedà).
AL. La Massella (Alp).
AN. Tosa d'Alp (Alp).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
AO. Coll de Pal (Bagà).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).

Especie distribuida por Europa central, occidental, meridional y África del norte. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Andorra.

- *Walckenaeria monoceros** (Wider, 1834)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).

Presente en Europa central y occidental. La Península Ibérica consta de una única cita localizada en el Montseny (Barcelona). Citada en los Pirineos franceses.

- *Walckenaeria dysderoides** (Cambridge, 1870)
[PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).

Distribuida por Europa central y occidental. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.



- *Walckenaeria nodosa** (Cambridge, 1873)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.

Especie paleártica distribuida por el norte de Europa. No citada en los Pirineos ni en la Península Ibérica.

- *Walckenaeria dalmasi** (Simon, 1914)
[PNM]: AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
AL. La Massella (Alp).
AH. Montellà i Martinet.
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie localizada en los Pirineos, se trata de un endemismo. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses.

Gen. KRATOCHVILIELLA

Miller, 1938

- *Kratochviliella bicapitata** Miller, 1938
[PNM]: AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie de distribución europea. No citada en los Pirineos ni en la Península Ibérica.

Gen. GONGYLIDIELLUM

Simon, 1884

- *Gongyliellum vivum* (O.P.-Cambridge, 1875)
[PNM]: AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).

Especie de distribución paleártica. Localizada en el Pirineo de Huesca.

Gen. METOPOBACTRUS

Simon, 1884

- *Metopobactus prominulus** (O. P.-Cambridge, 1872)
[PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie de distribución paleártica. En la Península Ibérica únicamente ha sido localizada en Jaca (Huesca). Citada en los Pirineos franceses y oscenses.

Gen. PELECOPSIS

Simon, 1864

- *Pelecopsis sp**
[PNM]: AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Gen. TRICHONCUS

Simon, 1884

- *Trichoncus affinis* Kulczynski, 1894
[PNM]: CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie de distribución paleártica. No citada en la Península Ibérica, pero localizada en los Pirineos franceses.

Fam. TETRAGNATHIDAE

Menge, 1866

Gen. TETRAGNATHA

Latreille, 1804

- *Tetragnatha montana* Simon, 1874
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).
Pont de Bar.

Abundante en toda la región paleártica pero de distribución local. Citada en los Pirineos franceses, oscenses y andorranos.

- *Tetragnatha extensa* (Linnaeus, 1785)
[PNM]: Pont de Bar.

Probablemente se trata de la especie más frecuente del género en Europa, muy abundante en toda la región paleártica. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, en la Poble de Segur (Lérida) y en La Cerdanya (Gerona).

- *Tetragnatha nigrita* A. Lendl, 1886
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie paleártica poco frecuente en la Península Ibérica. No citada previamente en los Pirineos.

- *Tetragnatha obtusa* C.L. Koch, 1837
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie distribuida por Europa, citada en el noreste de la Península Ibérica. En los Pirineos solo ha sido localizada en La Cerdanya francesa.

Gen. PACHYGNATHA

Sundevall, 1830

- *Pachygnatha degeeri* Sundevall, 1830
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).

Distribuida por la región paleártica, muy extendida y común. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, andorranos y en La Cerdanya (Gerona).

Gen. META

C.L. Koch, 1836

- *Meta menardi* (Latreille, 1804)
[PNM]: Avenc de La Cabana d'en Gabarra (Toloriu).
La Fou de Bor (Bor de Cerdanya).

Especie paleártica no común pero distribuida por toda Europa. Habita en cuevas y subterráneos oscuros y húmedos. Ampliamente distribuida por el norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y catalanes (Lérida).

Gen. METELLINA

C.L. Koch, 1836

- *Metellina meriana* (Scopoli, 1763)
[PNM]: Riu de Bastanist (Montellà i Martinet).
Fou del Camí (Toloriu).
Fou de Bor (Bor de Cerdanya).



Distribuida por Europa, Algeria y Siria, muy abundante en la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Andorra.

- *Metellina segmentata* (Clerck, 1757)
[PNM]: Fou de Carradan (Aristot).
Cova A d'Olpte (Olopte).
AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie paleártica distribuida por toda la Península Ibérica y Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en La Cerdanya (Gerona).

- *Metellina mengei* (Blackwall, 1869)
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie paleártica muy frecuente en toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Andorra.

Fam. ARANEIDAE

Latreille, 1806

Familia muy diversificada y de distribución muy amplia. Caracterizada por la elaboración de telas orbiculares.

Gen. ACULEPEIRA

Charberlain & Ivie, 1942

- *Aculepeira ceropegia* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).

Distribuida por toda la región paleártica, siempre citada por encima de los 1000m. Citada en los Pirineos catalanes (Lérida), franceses y en Andorra.

Gen. ARGIOPE

Savigny, 1872

- *Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772)
[PNM]: AK. Alp.
AZ. Riu Segre (Prullans).

Localizada en toda la región paleártica, en zonas de baja altitud. Citada en los Pirineos franceses y en la Poble de Segur (Lérida).

Gen. LARINIOIDES

Di Caporiacco, 1934

- *Larinioides sclopetarius* (Clerck, 1757)
[PNM]: BB. Pont de Bar (àrea urbana).

Frecuente en la región paleártica, ampliamente distribuida en la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses, andorranos, navarros, en la Poble de Segur (Lérida) y Esterri d'Aneu (Lérida).

Gen. NEOSCONA

Simon, 1864

- *Neoscona adianta* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie común distribuida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses, andorranos, navarros y en La Cerdanya (Gerona).

Gen. MANGORA

Cambridge, 1889

- *Mangora acalypha* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.
AK. Alp.

Ampliamente distribuida por Europa, África del norte y Asia. Citada en los Pirineos franceses, oscenses, andorranos y catalanes (La Cerdanya, Gerona y La Pobla de Segur, Lérida).

Gen. ZILLA

C.L. Koch, 1834

- *Zilla diodia* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
BB. Pont de Bar (àrea urbana).

Distribuida por Europa y África del norte, muy extendida pero poco común. Citada en los Pirineos franceses, oscenses, en Andorra y en La Cerdanya (Gerona).

Gen. ARANEUS

Clerck, 1757

- *Araneus diadematus* Clerck, 1757
[PNM]: AK. Alp.
AZ. Riu Segre (Prullans).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).

Especie paleártica muy extendida y común en toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

- *Araneus angulatus* Clerck, 1757
[PNM]: AK. Alp.
Bellver de Cerdanya (àrea urbana).

Especie paleártica, no común pero extendida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Gen. ARANIELLA

Chamberlain & Ivie, 1942

- *Araniella opistographa* (Kulczynski, 1905)
[PNM]: AG. Prat d' Aguiló (Montellà i Martinet).

Distribuida ampliamente por toda Europa. Citada en los Pirineos franceses y en la Península Ibérica.

- *Araniella cucurbitina* (Clerck, 1757)
[PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AL. La Massella (Alp).

Especie común distribuida por toda la región paleártica. Citada en los Pirineos franceses, en Andorra y en La Cerdanya (Gerona).

Fam. LYCOSIDAE

Sundevall, 1833

Constituyen uno de los grupos más abundantes y ampliamente distribuidos en la Península Ibérica. La mayoría de especies son de distribución paleártica, comunes en centroeuropa.



Gen. ALOPECOSA

Simon, 1885

- *Alopecosa albofasciata** (Bruelle, 1832)
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie mediterránea que también se encuentra en las zonas templadas de Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Montcortés (Lérida).

- *Alopecosa pulverulenta** (Clerck, 1758)
[PNM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AK. Alp.
AB. Grau de cireres (Riu de Cerdanya).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AS. Alàs i Cerc.
AL. La Massella (Alp).
BC. Coll de la Balma (Giscalareny).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AM. Tosa d'Alp (Alp).
AH. Montellà i Martinet.
BE. Martinet (àrea urbana).

Especie paleártica, distribuida ampliamente por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses, Andorra y en Bohí (Lérida).

- *Alopecosa accentuata** (Latreille, 1817)
[PNM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
CB. Plà d'Anyella (La Molina).

Extendida por Europa, común en hábitats abiertos y arenosos. Citada en los Pirineos franceses y Andorra.

- *Alopecosa trabalis** (Clerck, 1757)
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AH. Montellà i Martinet.
AI y AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).

Abundante en zonas de montaña, se localiza de los 1000 a los 2000m. Distribuida por Europa centroccidental y Asia menor. Citada en los Pirineos franceses y andorranos.

- *Alopecosa cuneata** (Clerck, 1757)
[PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
CB. Plà d'Anyella (La Molilna).

Distribuida de manera local por las zonas montañosas de la región paleártica. Se localiza en hábitats abiertos. Citada en los Pirineos franceses y en Andorra.

- *Alopecosa fabrilis** (Clerck, 1758)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Especie no común distribuida por Europa, localizada en áreas abiertas y soleadas de zonas montañosas. No localizada en la Península Ibérica, pero citada en los Pirineos franceses.

- *Alopecosa inquilina** (Clerck, 1758)
[PNM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Distribuida por Europa y Siberia. Habita en áreas montañosas por encima de los 700m. No citada en los Pirineos ni en la Península Ibérica.

- *Alopecosa laciniosa** (Simon, 1876)
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Especie localizada en Europa. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. AULONIA

C.L. Koch, 1848

- *Aulonia albimana** (Walckenaer, 1805)
[PNM]: AS. Alàs i Cerc, Pi roig 1000m.
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya), Prat 1400m.
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet), Pi roig 1400m.
AW. Riera del Gresolet (Saldes), Roureda 1140m.

Especie paleártica, muy frecuente en centroeuropa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Olot (Gerona).

Gen. HOGNA

Simon, 1885

- *Hogna radiata* (Latreille, 1817)
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Ámpliamente distribuida por toda la zona mediterránea. Citada en los Pirineos franceses y en Gerona, en áreas áridas a baja altitud.

Gen. PARDOSA

C.L. Koch, 1848

- *Pardosa bifasciata** (C.L. Koch, 1834)
[PNM]: AK. Alp.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AS. Alàs i Cerc.
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Especie de distribución paleártica, poco abundante, de las regiones subalpinas de centroeuropa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

- *Pardosa blanda** (C.L. Koch, 1834)
[PNM]: AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).



AN. Tosa d'Alp (Alp).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).

Distribuida por las regiones subalpinas de Europa, desde los 1500 a los 3000 m de altitud, especialmente frecuente en los 2000m. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses, en Andorra y en Aigüestortes (Lérida).

- ***Pardosa lugubris**** (Walckenaer, 1802)
 [PNM]: AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AS. Alàs i Cerc.
 AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
 AL. La Massella (Alp).
 AH. Montellà i Martinet.
 AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
 AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
 AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
 AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
 AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
 CE. L'Erola de Baix (La Pobla de l'Illet).
 CF. Torrent d'en Gavarrós (La Pobla de l'Illet).
 CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie paleártica distribuida por toda Europa. En la Península Ibérica solo se localiza en la mitad norte. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Andorra.

- ***Pardosa monticola**** (Clerck, 1758)
 [PNM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AN. Tossa d'Alp (Alp).
 AO. Coll de Pal (Bagà).
 AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
 AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
 CA. Plà d'Anyella (La Molina).
 CB. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie paleártica muy común y abundante en áreas montañosas de Europa, donde se encuentra en altitudes inferiores a los 2000m. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses, en Andorra y en Aigüestortes (Lérida).

- ***Pardosa saltuaria**** (L. Koch, 1870)
 [PNM]: AA. Coll de pendís (Guardiola de Berguedà).

Distribuida por las áreas boreo-alpinas de Europa. Localizada en altitudes superiores a los 1500 m. Citada en los Pirineos franceses y en Andorra.

- ***Pardosa amentata*** (Clerck, 1757)
 [PNM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
 AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie común extendida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, en Andorra y en Aigüestortes (Lérida).

- *Pardosa femoralis* Simon, 1876
[PNM]: Vall de l' Ingla (Bellver de Cerdanya).
Bellver de Cerdanya (àrea urbana).
AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
AZ. Riu Segre (Prullans).

Distribuida por los Alpes y los Pirineos. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Pardosa pullata* (Clerck, 1757)
[PNM]: AN. Tosa d'Alp (Alp).

Especie paleártica, muy común en el norte de Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, andorranos y en Aigüestortes (Lérida).

Gen. TROCHOSA

C.L. Koch, 1846

- *Trochosa ruricola** (De Geer, 1778)
[PNM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Distribuida por Europa, más común en las zonas cálidas. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en La Pobla de Segur (Lérida).

- *Trochosa terricola** Thorell, 1856
[PNM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AZ. Riu Segre (Prullans).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AX. Gisclareny.
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
CF. Torrent d'en Gavarrós (La Pobla de l'Ilet).
CG. Gavarrós (La Pobla de l'Ilet).

Especie paleártica, abundante en las zonas montañosas de Europa en altitudes inferiores a los 1500 m. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, en Andorra y en La Cerdanya (Gerona).

Gen. ARCTOSA

C.L. Koch, 1848

- *Arctosa personata** (L. Koch, 1872)
[PNM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AO. Coll de Pal (Bagà).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie característica de la región mediterránea. En los Pirineos solo ha estado citada en San Juan de la Peña (Huesca).

Gen. XEROLYCOSA

Dahl, 1908

- *Xerolycosa nemoralis** (Westring, 1861)
[PNM]: AL. La Massella (Alp).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).



Distribución paleártica, muy frecuente en las zonas templadas y frías de Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, en Andorra y en La Cerdanya (Gerona).

Fam. PISAURIDAE	Simon, 1897
------------------------	--------------------

Representada en Europa por tres especies y dos géneros.

Gen. PISAURA	Simon, 1885
---------------------	--------------------

- *Pisaura mirabilis* (Clerck, 1757)
 [PNM]: AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
 BG. Querforadat (Cava).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie paleártica muy común y extendida por toda Europa. Único representante del género. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, en Andorra, en la Poble de Segur (Lérida) y La Cerdanya (Gerona).

Fam. OXYOPIDAE	Thorell, 1870
-----------------------	----------------------

Muy diversa, con un gran número de especies, pero la mayoría son tropicales. En Europa está representada por un solo género.

Gen. OXYOPES	Latreille, 1869
---------------------	------------------------

- *Oxyopes lineatus* Latreille, 1806
 [PNM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).

Distribuida por la región mediterránea, ausente en el norte y centro de Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, en la Poble de Segur (Lérida) y en La Cerdanya (Gerona).

Fam. ZORIDAE	F.O.P. Cambridge
---------------------	-------------------------

Representada en la Península Ibérica por dos géneros, uno de ellos exclusivo de zonas mediterráneas.

Gen. ZORA	C.L. Koch, 1848
------------------	------------------------

- *Zora spinimana* (Sundevall, 1833)
 [PNM]: AW. Riera del Gresollet (Saldes), Roureda 1140m.

Especie paleártica extendida por toda la Península Ibérica. Común y bastante frecuente. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Isil (Lérida).

- *Zora silvestris* Kulczynski, 1897
 [PNM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie distribuida por Europa y Asia. No citada en la Península Ibérica ni en los Pirineos.

Fam. AGELENIDAE	C.L. Koch, 1837
------------------------	------------------------

Familia con numerosos géneros descritos, con solo ocho representantes en la fauna Ibérica.

Gen. **TEGENARIA**

Latreille, 1804

- *Tegenaria picta** Simon, 1870
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AL. La Massella (Alp).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Distribuida por Europa central, meridional y África del norte. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Tegenaria fuesslini** Pavesi, 1873
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AL. La Masella (Alp).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).
AS. Alàs i Cerc, Pi roig 1000m.
AK. Alp.
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
AI i AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
BC. Coll de la Balma (Gisclareny).
CB. Plà d'Anyella (La Molina).
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).
CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
CE. L'Erola de Baix (La Pobla de l'Illet).
CF. Torrent d'en Gavarrós (La Pobla de l'Illet).
CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie de Europa central y meridional, muy extendida por la zona norte mediterránea. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Tegenaria agrestis** (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AS. Alàs i Cerc.
AL. La Massella (Alp).
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AB. Grau de cireres (Riu de Cerdanya).
CB. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie àmpliamente distribuïda por Europa, secundariamente introducida en los Estados Unidos. Citada en el norte de la Península Ibérica, incluyendo los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Tegenaria atrica** C.L. Koch, 1843
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.
AS. Alàs i Cerc.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).



Abundantemente repartida por toda Europa, muy frecuente en la zona mediterránea. Es frecuente en el interior de casas y cavidades subterráneas. Citada previamente en los Pirineos de Huesca, catalanes, franceses, en Andorra y en la Fou de bor (La Cerdanya, Gerona).

Gen. AGELENA

Walckenaer, 1805

- *Agelena labyrinthica* (Clerck, 1758)
[PNM]: Roca Carbassa (Fórnols).

Presente en toda la región paleártica, especialmente abundante en centroeuropa. Citada en los Pirineos franceses, oscenses, catalanes, andorranos y en la Poble de Segur (Lérida).

- *Agelena gracilens* C. L. Koch, 1841
[PNM]: CF. Torrent d'en Gavarrós (La Poble de l'Illet).

Especie representada ampliamente en el norte de la Península Ibérica. Citada en el pirineo de Huesca y francés.

Gen. TEXTRIX

Sundevall, 1834

- *Textrix denticulada** (Olivier, 1789)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AN. Tosa d'Alp (Alp).
AZ. Riu Segre (Prullans).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).

Distribuida por la región paleártica, frecuente en Europa central. Citada en los Pirineos franceses, oscenses, navarros, andorranos y en La Cerdanya (Gerona).

Fam. HAHNIIDAE

Berthou, 1878

Familia bastante diversa con veinte géneros descritos, solo cinco localizados en la Península Ibérica.

Gen. HAHNIA

C.L. Koch, 1841

- *Hahnia petrobia** Simon, 1875
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AK. Alp.

Especie paleártica distribuida principalmente por Europa central. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses.

- *Hahnia nava** (Blackwall, 1841)
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Poco frecuente pero extendida por toda Europa. En la zona pirenaica solo ha sido localizada en Jaca (Huesca).

- *Hahnia montana** (Blackwall, 1841)
[PNM]: AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).

AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Distribuida por Europa central y occidental. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses.

- *Hahnia onanidium** Simon, 1875
[PNCM]: AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).

Especie bien representada en gran parte de Europa central. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses. Su presencia en la Península Ibérica se limita a una cita en Jaca (Huesca).

Gen. CRYPHOECA

Thorell, 1870

Género poco diverso, presenta una única especie en Europa.

- *Cryphoeca silvicola** (C.L. Koch, 1834)
[PNCM]: AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AD. Torrent del Moixerò (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AJ. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
CA. Plà d'Anyella (La Molina).

Distribución paleártica, extendida por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses. En la Península Ibérica únicamente localizada en Jaca (Huesca).

Fam. DYCTINIDAE

O.P. Cambridge, 1871

Familia representada en Europa por 12 géneros, siendo el género *Dyctina* el más común. Mayoritariamente se trata de especies poco abundantes.

Gen. DYCTINA

Sundevall, 1833

- *Dyctina latens* (Fabricius, 1775)
[PNCM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie extendida por Europa y África del Norte, pero no común. Citada en los Pirineos franceses, Andorra y La Cerdanya (Gerona).

Gen. LATHYS

Simon, 1884

- *Lathys humilis* (Blackwall, 1855)
[PNCM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie distribuida por Europa i Asia. Citada en Andorra, Jaca (Huesca) y Ribes de Freser (Gerona).

Fam. AMAUROBIIDAE

C.L. Koch, 1868

Familia representada en toda Europa por dos géneros; *Amaurobius* y *Paracoelotes*.

**Gen. AMAUROBIUS**

C.L. Koch, 1837

*Amaurobius similis** (Blackwall, 1861)

- [PNM]: AE. Cal Pararire (Montellà i Martinet).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AL. La Massella (Alp).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AQ. Font de la Doble Ona (Bagà), Fageda/Pi roig 1400m.
 AK. Alp.
 AH. Montellà i Martinet.
 AV. Mare de Dèu del Gresolet (Saldes), Fageda 1400m.
 AJ. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
 AW. Riera del Gresolet (Saldes), Roureda 1140m.
 AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
 AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
 AN. Tosa d'Alp (Alp).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AS. Alàs i Cerc.
 AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
 CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).
 CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
 CE. L'Erola de baix (La Pobla de l'Illet).
 CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).
 CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie distribuïda abundantement per tota Europa i el nord de la Península Ibèrica, citada en els Pirineus de Huesca, franceses i en Andorra, sempre per sota dels 2000m.

Gen. PARACOELOTES

Blackwall, 1841

- *Paracoelotes pyrenaicus** Simon, 1870

- [PNM]: AL. La Massella (Alp), Pi roig 1700m.
 AP. Ruta del trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
 AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
 AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
 AQ. Font de la Doble (Bagà).
 AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AH. Montellà i Martinet.
 AK. Alp.
 AO. Coll de Pal (Bagà).
 AE. Cal paraire (Montellà i Martinet).
 AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
 CB. Pla d'Anyella (La Molina).
 CC. Can Ros (Castellar de N'Hug).

Especie paleàrtica distribuïda per els Pirineus orientals, és un endemisme pirenaic. Citada en els Pirineus franceses i en Andorra.

Fam. MITURGIDAE

Simon, 1885

Gen. CHEIRACANTHIUM

C.L. Koch, 1839

- *Cheiracanthium striolatum* Simon, 1878
[PNCM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).
BD. Bellver de Cerdanya (àrea urbana).

Abundante en la Península Ibérica. En la zona pirenaica únicamente se ha citado en Jaca (Huesca).

Fam. ANYPHAENIDAE	Bertkau, 1878
--------------------------	---------------

Familia abundante en el continente americano. En Europa únicamente está representada per un género.

Gen. ANYPHAENA	Sundevall, 1833
-----------------------	-----------------

- *Anyphaena accentuata* (Walckenaer, 1802)
[PNCM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
BH. Saldes (àrea urbana).

Abundante por toda Europa y Asia occidental. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Fam. LIOCRANIDAE	(Lehtinen, 1967)
-------------------------	------------------

Representada en Europa por seis géneros, todos ellos presentes en la Península Ibérica.

Gen. PHRUROLITHUS	C.L. Koch, 1835
--------------------------	-----------------

- *Phrurolithus minimus** C.L. Koch, 1835
[PNCM]: AL. La Massella (Alp).
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).

Frecuente en Europa meridional, septentrional y central. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. AGROECA	Westring, 1861
---------------------	----------------

- *Agroeca próxima** (Cambridge, 1871)
[PNCM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AK. Alp.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).

Presente en Europa occidental y central. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Agroeca lusatica** (L. Koch, 1875)
[PNCM]: AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie rara pero de amplia distribución. Ha sido localizada en gran parte de Europa y en la Península Ibérica. No citada en los Pirineos.

- *Agroeca inopina** Cambridge, 1866
[PNCM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).



- AX. Gisclareny.
- AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
- AR. Roca Carbassa (Fórnols).
- AS. Alàs i Cerc.
- CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
- CE. L'Erola de Baix (La Pobla de l'Illet).
- CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).
- CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especies de distribución europea. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Agroeca cuprea** Menge, 1866
[PNM]: AI i AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AH. Montellà i Martinet.
AK. Alp.
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AS. Alàs i Cerc.

Extendida por Europa pero no común. Localmente abundante. En la Península Ibérica únicamente ha sido localizada en la provincia de Barcelona. No citada en los Pirineos.

Gen. MESIOTELUS

Simon, 1875

- *Meisotelus mauritanicus** Simon, 1909
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Distribuida por el sud-oeste de Europa y nor-oeste de África. Citada ampliamente en la Península Ibérica y en los Pirineos franceses.

Gen. SCOTINA

Menge, 1873

- *Scotina celans** (Blackwall, 1841)
[PNM]: BC. Coll de la Balma (Gisclareny).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AX. Gisclareny.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AJ. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AW. Riera de Gresolet (Saldes).
CE. L'Erola de Baix (La Pobla de l'Illet).
CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Ampliamente distribuida por toda Europa y Algeria. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Olot (Gerona).

Gen. APOSTENUS

Westring, 1851

- *Apostenus fuscus** Westring, 1851
[PNM]: AS. Alàs i Cerc.
AV. Mare de Déu del Gresolet (Saldes).

Especie distribuida por Europa septentrional y central. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Gen. LIOCRANUM

L. Koch, 1866

- *Liocranum rupicola** (Walckenaer, 1830)
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Localizada en el norte de la Península Ibérica. Citada en Barcelona y los Pirineos de Huesca y franceses.

Fam. CLUBIONIDAE

Wagner, 1888

Representada en Europa por dos géneros, ambos presentes en la zona pirenaica.

Gen. CLUBIONA

Latreille, 1804

- *Clubiona compta* C.L. Koch, 1839
[PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Muy común, extendida por Europa i África del norte. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

Fam. ZODARIIDAE

Thorell, 1881

Família muy diversa, pero la mayoría de sus representantes son tropicales o subtropicales. En Europa hay dos géneros, y casi todas las especies se localizan en la zona mediterránea.

Gen. ZODARION

Walckenaer, 1825

- *Zodarion pseudoelegans** Denis, 1933
[PNM]: AW. Riera del Gresollet (Saldes).
AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).

Distribuida ampliament por la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses, en Berga (Barcelona), en Olot (Gerona) y en Jaca (Huesca).

- *Zodarion marginiceps** Simon, 1914
[PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AK. Alp.
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AL. La Massella (Alp).
AI i AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).

Especie abundante, citada ampliamente en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses. También citada con anterioridad en Gerona (Port de Toses, Núria y Llívia).

- *Zodarion timidum** (Simon, 1874)
[PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).



No citada en los Pirineos. En la Península Ibérica únicamente está localizada en el Cap de Creus (Gerona).

Gen. SELAMIA

Simon, 1873

- *Selamia reticulata** (Simon, 1893)
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
Distribuida por Francia meridional, Algeria y España. Se trata de una especie mediterránea. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en el Puigmal (Catalunya).

Fam. GNAPHOSIDAE	Pocok, 1898
-------------------------	-------------

Es una de las familias más abundante en nuestro territorio, y presenta casi un centenar de especies en toda la Península Ibérica. Se encuentra en todo tipo de hábitats.

Gen. NOMISIA

Dalmas, 1920

- *Nomisia celerrima** (Simon, 1914)
[PNM]: AI. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Frecuente en las zonas montañosas de la Península Ibérica. Existen pocos datos de esta especie, hasta 1983 no fue descrita la hembra. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y Andorra.

Gen. GNAPHOSA

Latreille, 1804

- *Gnaphosa tigrina** Simon, 1878
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AN. Tosa d'Alp (Alp).

Distribución boreo-alpina, frecuente en los Alpes y en los Pirineos. En la Península Ibérica ha sido localizada en Sierra Nevada (Granada) y Teruel. Citada también en los Pirineos franceses.

- *Gnaphosa occidentales** Simon, 1878
[PNM]: AN. Tosa d'Alp (Alp).
AO. Coll de Pal (Bagà).

Especie poco abundante distribuida por Europa. Citada en los Pirineos franceses y en zonas montañosas de la Península Ibérica, como el Montcayo (Zaragoza) y la Sierra de Cazorla (Jaén).

- *Gnaphosa iberica** Simon, 1878
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Endemismo de los Pirineos, frecuente en sus dos vertientes. Citada en los Pirineos de Huesca, Andorra, franceses y en La Cerdanya (Gerona).

- *Gnaphosa leporina** (L. Koch, 1866)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).
CB. Pla d'Anyella (La Molina).

Especie poco frecuente localizada únicamente en zonas montañosas de Andorra y Sierra Nevada (Granada). También localizada en el Pirineo francés.

Gen. MICARIA

Westring, 1851

- ***Micaria pulicaria**** (Sundevall, 1832)
[PNM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
CB. Pla d'Anyella (La Molina).

Distribución paleártica, localizada en el norte de la Península Ibérica. Especies citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en el Port de Tosas (Gerona), siempre por debajo de los 2500 m de altitud.

- ***Micaria formicaria**** (Sundevall, 1832)
[PNM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Distribuida àmpliamente por Europa, Asia i Àfrica del norte. Citada en los Pirineos de Navarra y franceses.

- ***Micaria fulgens**** (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet), Bosc de ribera 1450m.
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AH. Montellà i Martinet.
CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).
AL. La Massella (Alp).

Localizada en Europa, Àfrica del norte y Asia. Puede alcanzar altitudes elevadas. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y Andorra.

- ***Micaria scintillans**** (Cambridge, 1871)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà), Prat alpí 2100m.

Especie europea de amplia distribución. Citada en los Pirineos franceses. En la Península Ibérica su presencia no está confirmada.

Gen. CALLILEPIS

Westring, 1874

- ***Callilepis nocturna**** (Linne, 1758)
[PNM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Presente prácticamenet en toda Europa. Citada en los Pirineos franceses, Andorra y en Les Bordes (Lérida).

Gen. PHAEOCEDUS

Simon, 1839

- ***Phaeocedus braccatus**** (L. Koch, 1866)
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Distribuida por las àreas montañosas de Europa, en altitudes no superiors a los 2000 m. Citada en los Pirineos franceses y Andorra.

Gen. DRASSODES

Westring, 1851

- ***Drassodes fugax**** (Simon, 1878)
[PNM]: AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
AL. La Massella (Alp).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).



AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).

Especies localizada en el centro y norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses y Andorra.

- *Drassodes lapidosus** (Walckenaer, 1802)
 [PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AK. Alp.
 AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
 AL. La Massella (Alp).
 AS. Alàs i Cerc.
 AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
 AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
 AO. Coll de Pal (Bagà).
 AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
 AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
 CB. Pla d'Anyella (La Molina).
 AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
 AW. Riera del Gresolet (Saldes).
 AR. Roca Carbassa (Fórnols).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).

Distribución paleártica, muy abundante en la Península Ibérica, donde se puede encontrar hasta los 2500 m de altitud. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra y franceses.

- *Drassodes cervinus** Simon, 1914
 [PNM]: AL. La Massella (Alp).
 AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
 AS. Alàs i Cerc.
 AH. Montellà i Martinet.
 AK. Alp.
 AO. Coll de Pal (Bagà).
 AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Especie poco conocida. Localizada en Barcelona (Montserrat) y Segovia. Citada en los Pirineos franceses.

- *Drassodes pubescens** (Thorell, 1856)
 [PNM]: AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AK. Alp.
 AL. La Massella (Alp).
 AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AH. Montellà i Martinet.
 AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).

Distribución europea, frecuente en las áreas montañosas de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en La vall de Bohí (Lérida).

- *Drassodes cupreus* (Blackwall, 1834)
[PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).

Distribuida por Europa central y occidental, donde se localiza preferentemente en áreas montañosas. Citada en la Península Ibérica y en los Pirineos franceses.

- *Drassodes luteomicans** (Simon, 1878)
[PNM]: AW. Riera del Gresolet (Saldes).

Especie de Europa meridional, de distribución típicamente mediterránea. En la zona pirenaica se encuentra en sitios cálidos a baja altitud. Citada en los Pirineos franceses.

Gen. HAPLODRASSUS

Chamberlin, 1932

- *Haplodrassus dalmatiensis** (L. Koch, 1866)
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnsols).

Ampliamente distribuida por la región mediterránea. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Haplodrassus signifer** (C.L. Koch)
[PNM]: AL. La Massella (Alp), Pi roig 1700m.
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet), Bosc de ribera 1450m.
AK. Alp.
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet), Pi negre 2037m.
AO. Coll de Pal (Bagà), Prat alpi 2100m.
AR. Roca Carbassa (Fórnsols), Carrascar muntanyenc 1400m.
AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya), Prat 1400m.
AS. Alàs i Cerc.
AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).
AI. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie paleártica, muy frecuente en la Península Ibérica. Habita en zonas secas de media montaña. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Olot (Gerona).

- *Haplodrassus umbratilis** (L. Koch, 1866)
[PNM]: AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
AH. Montellà i Martinet.
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie ampliamente extendida en el norte de Europa, presente en la Península Ibérica. Citada en el Pirineo de Huesca y franceses.

- *Haplodrassus aeneus* Thaler, 1984
[PNM]: CB. Pla d'Anyella (La Molina).
Especie no citada en la región pirenaica ni en la Península Ibérica. Localizada en Suiza y Austria.

Gen. ZELOTES

Gistel, 1848

- *Zelotes aeneus** (Simon, 1878)
[PNM]: AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AI. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).



AK. Alp.
 AL. La Massella (Alp).
 AR. Roca Carbassa (Fórnols).
 AS. Alàs i Cerc.
 AV. Mare de Dèu del Gresolet (Saldes).
 AW. Riera del Gresolet (Saldes).
 AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
 CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).

Especie localizada en el norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca.

- ***Zelotes apricorum**** (L. Koch, 1876)
 [PNM]: AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
 AP. Ruta del Trencapinyes (Guardiola de Berguedà).
 AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AL. La Massella (Alp).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AB. Grau de Cireres (Riu de Cerdanya).
 AH. Montellà i Martinet.
 AA. Coll de Pendís (Riu de Cerdanya).
 AV. Mare de Dèu del Gresolet (Saldes).
 AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Especie poco común de Europa occidental y central. No citada en la Península Ibérica. Alcanza altitudes no superiores a los 2000 m. Citada en los Pirineos franceses.

- ***Zelotes latreillei**** (Simon, 1878)
 [PNM]: AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
 AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
 AR. Roca Carbassa (Fórnols).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
 AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).
 AH. Montellà i Martinet.
 AK. Alp.
 AU. Coll de la Balma (Gisclareny).
 CB. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie muy común, localizada por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y Andorra. La altitud máxima donde se localiza es de aproximadamente 2000 m.

- ***Zelotes longipes*** (L. Koch, 1867)
 [PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).

Europa central y meridional, rara pero de amplia distribución. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y Andorra.

- ***Zelotes petrensis**** (C.L. Koch, 1839)
 [PNM]: AL. La Massella (Alp).
 AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).

Distribuida ampliamente por toda Europa occidental y central. Localizada en los Pirineos de Huesca, franceses y Andorra, siempre por debajo de los 2000 m.

- ***Zelote aff. Subterraneus**** (C.L. Koch, 1833)
 [PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
 AW. Riera del Gresolet (Saldes), Roureda 1140m.

AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).
CF. Torrent de Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie de distribución paleártica. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y Andorra.

- *Zelotes civicus** (Simon, 1878)
[PNM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Ampliamente distribuida por el oeste meridional de Europa. Se encuentra tanto en playas como en zonas montañosas, difícilmente superando los 1500 m de altitud. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Bohí (Lérida).

- *Zelotes caucasius** (L. Koch, 1866)
[PNM]: AI. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Especie localizada en regiones montañosas de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca.

- *Zelotes clivicola** (L. Koch, 1870)
[PNM]: AA. Coll de Pendís (Riu de Cerdanya).
AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AD. Torrent de Moixerò (Riu de Cerdanya).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AL. La Massella (Alp).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AK. Alp.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AW. Riera del Gresolet (Saldes).
CB. Pla d'Anyella (La Molina).

Localizada en el norte de la Península Ibérica, citada en el Pirineo de Huesca y en Galicia.

- *Zelotes fulvopilosus* (Simon, 1878)
[PNM]: AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).

Especie citada ampliamente en el norte de la Península Ibérica. Localizada en los Pirineos de Huesca, Andorra y franceses.

- *Zelotes manius** (Simon, 1878)
[PNM]: AA. Coll de Pendís (Riu de Cerdanya).
AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AI. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AK. Alp.
AO. Coll de Pal (Bagà).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AS. Alàs i Cerc.
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).



Especie localizada ampliamente en la Península Ibérica y citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Zelotes tenuis* (L. Koch, 1866)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).

Especies localizada en el norte de la Península Ibérica, con una frecuencia baja. Citada en los Pirineos de Huesca.

- *Zelotes thorelli** Simon, 1914
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AS. Alàs i Cerc.
AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Especie ampliamente citada en la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses.

Gen. POECILOCHROA

Westring, 1874

- *Poecilochroa variana** (C.L. Koch, 1839)
[PNM]: AK. Alp.
AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).

Distribuida por toda Europa, presente también en Norte América. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses y en Andorra.

Gen. DRASSYLLUS

Chamberlin, 1922

- *Drassyllus pusillus** (C.L. Koch, 1833)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).
CB. Plà d'Anyella (La Molina).
- *Drassyllus praeficus** (L. Koch, 1860)
[PNM]: AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AK. Alp.
AE. Cal Paraire (Montellà i Martinet).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AS. Alàs i Cerc.
AU. Coll de la Balma (Gisclareny).

Especie localizada en el norte de la Península Ibérica, citada en los Pirineos de Huesca, franceses, Andorra y en Olot (Gerona).

- *Drassyllus villicus** (Thorell, 1875)
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Amplia distribución por el continente europeo, frecuente en el norte de la Península Ibérica. Se encuentra en altitudes no superiores a los 1500 m. Citada en los Pirineos franceses.

Fam. SPARASSIDAE

(Thorell, 1873)

Familia con solo cuatro representantes europeos, repartidos en tres géneros, dos de ellos exclusivos de la zona mediterránea.

Gen. MICROMMATA

Latreille, 1804

- *Micrommata virescens* (Clerck, 1757)
[PNM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
AI y AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

No común pero distribuida por toda la región paleártica. Citada en los Pirineos de Huesca, Navarra, franceses, Andorra y en La Pobla de Segur (Lérida).

Fam. PHILODROMIDAE

Thorell, 1870

Familia cercana a los Tomisidos, presentan hábitos y aspecto similares. Representados en Europa por tres géneros.

Gen. THANATUS

C.L. Koch, 1837

- *Thanatus formicinus* (Clerck, 1757)
[PNM]: AN. Tosa d' Alp (Alp).

Ampliamente distribuida por la región paleártica. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Gen. PHILODROMUS

Walckenaer, 1826

- *Philodromus albidus* Kulczynski, 1911
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Especie citada en la Península Ibérica, pero no localizada en los Pirineos.

- *Philodromus aureolus* (Clerck, 1757)
[PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).

Especie distribuida por la región paleártica y en América del norte. Localizada ampliamente en la Península Ibérica y citada en el Pirineo francés, Huesca, Andorra, Arbucias (Gerona) y La Cerdanya (Gerona).

- *Philodromus buxi* Simon, 1884
[PNM]: AA. Coll de Pendís (Guardiola de Berguedà).

Especie distribuida por Europa central, meridional y occidental. Citada ampliamente en la Península Ibérica y en el Pirineo francés.

- *Philodromus cespitum* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).

Especie de distribución paleártica. Citada en el Pirineo francés, Andorra, Huesca y Lérida.

- *Philodromus collinus* C.L. Koch, 1835
[PNM]: AE. Cal Peraire (Montellà i Martinet).
AH. Montellà i Martinet.
AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AK. Alp.

Especie europea, citada en el Pirineo francés, Huesca y Andorra.

- *Philodromus dispar* Walckenaer, 1826
[PNM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).



Especie de distribución europea. Localizada en el Pirineo francés, Andorra, Huesca y Navarra.

- *Philodromus rufus* Walckenaer, 1826
[PNM]: AY. Barranc de Cerc (Alàs i Cerc).

Especie distribuida por la región paleártica y neártica. Citada en el Pirineo francés, Huesca y Arbucias (Gerona).

Fam. THOMISIDAE	Sundevall, 1833
------------------------	-----------------

Familia muy diversa, con aproximadamente diez géneros presentes en toda Europa.

Gen. XYSTICUS	C.L. Koch, 1835
----------------------	-----------------

- *Xysticus kochi** Thorell, 1872
[PNM]: AO. Coll de Pal (Bagà).
AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AQ. Font de la Doble Ona (Bagà).

Distribuida por Europa, África del Norte y Asia occidental. Citada ampliamente por la Península Ibérica y los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Xysticus robustus** (Hahn, 1831)
[PNM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).

Especie europea. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en el Estany de Montcortés (Lérida).

- *Xysticus audaz** (Schrank, 1803)
[PNM]: AN. Tosa d'Alp (Alp).
AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
CD. Clot del Moro (La Pobla de l'Illet).

Común en toda la región paleártica. Citada en los Pirineos franceses, Andorra y en La Cerdanya (Gerona).

- *Xysticus cristatus** (Clerck, 1757)
[PNM]: AO. Tosa d'Alp (Alp).
AH. Montellà i Martinet.
AZ. Riu Segre (Prullans).

Distribución paleártica. Localizada siempre por encima de los 1500 m de altitud. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Andorra.

Gen. OZYPTILA	Simon, 1864
----------------------	-------------

- *Ozyptila nigrata** (Thorell, 1875)
[PNM]: AC. Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AK. Alp.
AS. Alàs i Cerc.

Especie europea, localizada en los Pirineos franceses. No citada en la Península Ibérica.

- *Ozyptila praticola** (C.L. Koch, 1873)
[PNM]: AJ. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AZ. Riu Segre (Prullans).

Distribución paleártica. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Ozyptila scabricula** (Westring, 1851)
[PNCM]: AI. Torrent de Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AO. Coll de Pal (Bagà).

Distribuida por toda Europa. En la zona pirenaica citada únicamente en Jaca (Huesca).

- *Ozyptila atomaria** (Panzer, 1810)
[PNCM]: AH. Montellà i Martinet.
AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AI. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya),

Especie común extendida por el norte y centro de Europa. Citada en los Pirineos de Huesca y franceses.

- *Ozyptila blackwalli* (Simon, 1875)
[PNCM]: CG. Torrent de Gavarrós. (La Pobla del'Illet).

Especie localizada en el norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses y en Olot (Gerona).

Gen. MISUMENOPS

F.O.P.-Cambridge, 1900

- *Misumenops tricuspидatus* (Fabricius, 1775)
[PNCM]: AF. Torre de Sant Romà (Montellà i Martinet).
AZ. Riu Segre (Prullans).

Distribuida por el sur y centro de Europa, frecuent en la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses.

Gen. MISUMENA

Latreille, 1804

- *Misumena vatia* (Clerck, 1758)
[PNCM]: AS. Alàs i Cerc.

Distribuida por toda la región paleártica europea. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses, Andorra y en La Cerdanya (Gerona).

Gen. DIAEA

Thorell, 1869

- *Diaea dorsata* (Fabricius, 1777)
[PNCM]: AH. Montellà i Martinet.

Especie paleártica, localizada en Andorra, Huesca y el Pirineo francés.

Gen. SYNEMA

Simon, 1864

- *Synema globosum* (Fabricius, 1775)
[PNCM]: AI. Torrente del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).

Especie paleártica distribuida ampliamente por la Península Ibérica. Citada en el Pirineo francés, Andorra, Huesca y La Cerdanya (Gerona).



Fam. SALTICIDAE	Blackwall, 1841
------------------------	------------------------

Muy frecuente en toda Europa, pero más abundante en la cuenca mediterránea.

Gen. HELIOPHANUS	C.L. Koch, 1837
-------------------------	------------------------

- *Heliophanus cupreus* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AD. Torrent del Moixeró (Riu de Cerdanya).

Distribuida ampliamente por toda Europa. Citada en los Pirineos de Huesca, franceses, en Andorra y en La Cerdanya (Gerona).

- *Heliophanus auratus* C.L. Koch, 1835
[PNM]: AZ. Riu Segre (Prullans).

Especie distribuida por Europa y Siberia. Localizada en el Pirineo francés, La Cerdanya (Gerona) y Huesca.

Gen. EUOPHRYS	C.L. Koch, 1834
----------------------	------------------------

- *Euophrys frontalis* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: AC. Refugi Serrat de les Esposes (Riu de Cerdanya).
AI. Torrent del Ridolaina (Bellver de Cerdanya).
AR. Roca Carbassa (Fórnols).
AS. Alàs i Cerc.

Especie paleártica, localizada en al norte de la Península Ibérica. Citada en el Pirineo francés, Andorra y Huesca.

- *Euophrys herbigrada* (Simon, 1871)
[PNM]: AN. Tosa d'Alp (Alp).

En la Península Ibérica está localizada en el Montseny (Barcelona), Zaragoza y Portugal. Citada en el Pirineo francés.

Gen. TALAVERA	Peckham & Peckham, 1909
----------------------	------------------------------------

- *Talavera petrensis* (C. L. Koch, 1837)
[PNM]: AD. Torrent de Moixeró (Riu de Cerdanya).
AN. Tosa d'Alp (Alp).

Especie localizada en el Pirineo y en la Península Ibérica. Citada en Andorra y Huesca.

Gen. PSEUDEUOPHRYS	Dahl, 1912
---------------------------	-------------------

- *Pseudeuophrys erratica* (Walckenaer, 1826)
[PNM]: AG. Prat d'Aguiló (Montellà i Martinet).
AV. Mare de Déu del Gresollet (Saldes).

Especie de distribución paleártica. Localizada en los Pirineos franceses y Oscenses.

Gen. NEON	Simon, 1876
------------------	--------------------

- *Neon reticulatus* (Blackwall, 1853)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.

CB. Plà d'Anyella (La Molina).
CG. Gavarrós (La Pobla de l'Illet).

Especie holártica localizada en el norte de la Península Ibérica. Citada en los Pirineos franceses, Huesca y Gerona.

Gen. PELLENES

Simon, 1876

- *Pellenes tripunctatus* (Walckenaer, 1802)
[PNM]: CB. Plà d'Anyella (La Molina).

Especie paleártica, localizada en Andorra, Huesca, Navarra y el Pirineo francés.

Gen. PHLEGRA

Simon, 1876

- *Phlegra fasciata* (Hahn, 1826)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.

Especie distribuida por la región paleártica y EEUU. Localizada en Andorra, Huesca, Navarra y el Pirineo francés.

Gen. SALTICUS

Latreille, 1804

- *Salticus scenicus* (Clerck, 1757)
[PNM]: AH. Montellà i Martinet.

Especie holártica distribuida ampliamente por la Península Ibérica. Citada en Andorra, Huesca y el Pirineo francés.



Bibliografía

Bibliografía

- Adis, J.** (1979). Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger Jena*, 202: 177 - 184.
- Andersen, A.N.** (1995). Measuring more of biodiversity - genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73: 39 - 43.
- Anderson, S.** (1994). Area and endemism. *Quarterly Review of Biology*, 69: 451 - 471.
- Andow, D.A.** (1991). Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology*, 36: 561 - 586.
- Araujo, M.B. & Williams, P.H.** (2000). Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96: 331 - 345.
- Austin, M.P.** (1998). An ecological perspective on biodiversity investigations: examples from Australian eucalypt forests. *Annals of Missouri Botanical Garden*, 85: 2 - 17.
- Austin, M. P.** (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157: 101 - 118.
- Baars, M.A.** (1979). Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. *Oecologia*, 41: 25 - 46.
- Baev, P.V. & Penev, L.D.** (1995). BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. *Pensoft, Sofia-Moscow*, 1 - 57.
- Bailey, N.T.J.** (1964). The elements of stochastic processes. *Wiley Publications in Statistics, New York, New York*.
- Balmford, A., Lyon, A. J. E. & Lang, R. M.** (2000). Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group: the macrofungi. *Biological Conservation*, 93: 209 - 217.
- Baltanas, A.** (1992). On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos*, 65: 484 - 492.
- Basset, Y., Mavoungou, J.F., Mikissa, J.B., Missa, O., Miller, S.E., Kitching, R.L. & Alonso, A.** (2004). Discriminatory power of different arthropod data sets for the biological monitoring of anthropogenic disturbance in tropical forest. *Biodiversity and Conservation*, 13: 709 - 732.
- Baum, D.A.** (1992). Phylogenetic species concepts. *Trends in Ecology and Evolution*, 7: 1 - 2.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R.** (1987). Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. *Blackwell Scientific Publications, Oxford*.
- Bengtsson, J., Jones, H. & Setälä, H.** (1997). The value of Biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 334 - 336.
- Bengtsson, J.** (1998). Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 10: 191 - 199.



- Berasategui, A.D., Marque, S.M., Gomez-Erache, M., Ramirez, F.C., Mianzan, H.W. & Acha, E.M.** (2006). Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66: 483 - 492.
- Bergin, T.M., Best, L.B., Freemark, K.E. & Koehler, J.** (2000). Effects of landscape structures on nest predation in roadsides of a meadowwestern agroecosystem: a multiscale analysis. *Landscape Ecology*, 15: 131 - 143.
- Bibby, C.** (1994). A global view of priorities for bird conservation: a summary. *Ibis*, 137: 247 - 248.
- Blanco-Castro, E. et al.** (2005). Los bosques Ibéricos. Una interpretación geobotánica. *Editorial Planeta, S.A.Barcelona, España.*
- Bonte, D., Baert, L. & Maelfait, J. P.** (2003). Determining spider species richness in fragmented coastal dune habitats by extrapolation and estimation (Araneae). *European Arachnology 2002.*
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P.** (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045 - 1055.
- Borges, P. A. V. et al.** (2005). Ranking protected areas in the Azores using standardised sampling of soil epigeal arthropods. *Biodiversity and Conservation*, 14: 2029 - 2060.
- Bosmans, R. & De Keer, R.** (1985). Catalogue des araignées des Pyrénées. Espèces citées, nouvelles récoltes, bibliographie. *Documents de Travail. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique.*, 23: 1 - 67.
- Brennan, K.E.C., Majer, J.D. & Reyaert, N.** (1999). Determination of an optimal trap size for sampling spiders in a Western Australian Jarrah Forest. *Journal of Insect Conservation*, 3: 297 - 307.
- Brose, U.** (2002). Estimating species richness of pitfall catches by non-parametric estimators. *Pedobiologia*, 46: 101 - 107.
- Brose, U.** (2004). Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos*, 105: 292 - 300.
- Bultman, T.L. & Uetz, G.W.** (1982). A comparison of cursorial spider communities along a successional gradient. *Journal of Arachnology*, 10: 23 - 33.
- Burger, W.** (1975). The species concept in *Quercus*. *Taxon*, 24: 45 - 50.
- Burnham, K.P. & Overton, W.S.** (1978). Estimation of size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika*, 65: 625 - 633.
- Burnham, K.P. & Overton, W.S.** (1979). Robust estimation of population-size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, 60: 927 - 936.
- Cameron, A., Johnston, R.J. & McAdam, J.** (2004). Classification and evaluation of spider (Araneae) assemblages on environmentally sensitive areas in Northern Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102: 29 - 40.
- Campbell, J.** (1996). Introduction to Remote Sensing. Second Ed. *The Guilford Press. USA.*
- Canard, A.** (1982). Utilisation comparée de quelques méthodes d'échantillonnage pour l'étude de la distribution des araignées en landes. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali*, 88: 84 - 94.

- Cardoso, P.** (2004). The use of arachnids (class arachnida) in biodiversity evaluation and monitoring of natural areas. *Doutoramento em biologia (ecologia e biossistemática)*. Universidade de Lisboa. Faculdade de Ciencias. Departamento de Biologia Animal. Lisboa.
- Cardoso, P., de Oliveira, N. G. & Serrano, A. R. M.** (2002). Higher taxa surrogates versus surrogate groups of spider biodiversity. In: *Samu, F. Szinetar, C. (Eds.), Proceedings of the 20th European Colloquium of Arachnology. European Arachnology 2002.*
- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N. G. & Serrano, A. R. M.** (2004). Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117: 453 - 459.
- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N. G. & Serrano, A. R. M.** (2004). Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 120: 517 - 524.
- Caro, T. M. & O'Doherty, G.** (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13: 805 - 814.
- Carrillo, E. & Vigo, J.** (1997). Mapa de Vegetació de Catalunya 1:50000. Gósol 254 (35-11). *Institut Cartogràfic de Catalunya. Institut d'Estudis Catalans.*
- Caswell, H.** (1976). The validation problem. In: B. Patten (Editor), *Systems Analysis & Simulation in Ecology*. Academic Press, New York, NY., 4: 313 - 325.
- Cattin, M-F., Blandenier, G., Banasék-Richter, C. & Bersier, L-F.** (2003). The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation*, 113: 179 - 188.
- Chao, A.** (1984). Nonparametric-estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11: 265 - 270.
- Chao, A.** (1987). Estimating the population-size for capture recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 43: 783 - 791.
- Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R. K. & Shen, T.** (2005). Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. *Monografías Tercer Milenio. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza.*, 4: 85 - 96.
- Chao, A. & Shen, T.** (2006). SPADE version 3.1. <http://chao.stat.nthu.edu.tw>.
- Chazdon, R.L., Colwell, R. K., Denslow, J.S. & Guariguata, M.R.** (1998). Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forest of NE Costa Rica. In *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*. eds F. Dallmeier & J.A. Comiskey. Parthenon Publishing, Paris., 285 - 309.
- Chorley, R.** (1987). Handling Geographic Information. Report of the Committee of Enquiry chaired by Lord Chorley. *Department of Environment. London.*
- Churchill, T.B.** (1997). Spiders as ecological indicators: an overview for Australia. *Memoirs of Museum Victoria*, 56(2): 331 - 337.
- Churchill, T.B. & Arthur, J.M.** (1999). Measuring spider richness: effects of different sampling methods and spatial and temporal scales. *Journal of Insect Conservation*, 3: 287 - 295.



- Chust, G., Pretus, J. L., Ducrot, D., Bedos, A. & Deharveng, L.** (2003). Response of soil fauna to landscape heterogeneity: Determining optimal scales for biodiversity modeling. *Conservation Biology*, 17: 1712 - 1723.
- Chust, G., Pretus, J. L., Ducrot, D. & Ventura, D.** (2004). Scale dependency of insect assemblages in response to landscape pattern. *Landscape Ecology*, 19: 41 - 57.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M.** (1994). Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Natural. *Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK*, 1 - 144.
- Clark, M.** (1990). Geographical information systems and model based analysis: towards effective decision support systems, Geographical information systems for urban and regional planning (Scholten, H. & Stillwell, J., Eds.). *Kluwer, Dordrecht*.
- Clearly, D.F.R. & Mooers, A.** (2006). Burning & logging differentially affect endemic vs. widely distributed butterfly species in Borneo. *Diversity and Distributions*, 12: 409 - 416.
- Clements, F.E.** (1916). Plant succession: an analysis of the development of vegetation. *Carnegie Institute of Washington Pub.*, 242: 1 - 512.
- Clench, H.K.** (1979). How to make regional lists of butterflies: some thoughts. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 33: 216 - 231.
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D. & Tschardt, T.** (2005). Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*, 32: 2007 - 2014.
- Coddington, J. A., Griswold, C.E., Dávila, D.S., Peñaranda, E. & Larcher, S.F.** (1991). Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. In The unity of evolutionary biology: Proceedings of the fourth international congress of systematic and evolutionary biology. (E.C. Dudley, ed.). *Portland: Dioscorides Press.*, 44 - 60.
- Coddington, J. A., Young, L. H. & Coyle, F. A.** (1996). Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology*, 24: 111 - 128.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A.** (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 345: 101 - 118.
- Colwell, R. K.** (2005). EstimateS. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 7.5.0. *University of Connecticut, USA*.
- Congalton, R.G.** (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37: 35 - 46.
- Coulson, J.C. & Butterfield, J.E.L.** (1985). The invertebrate communities of peat and upland grasslands in the north of England and some conservation implications. *Biological Conservation*, 34: 197 - 225.
- Cowling, R.M. & Samways, M.J.** (1995). Predicting global patterns of endemic plant species richness. *Biodiversity Letters*, 2: 127 - 131.

- Cracraft, J.** (1989). Speciation and its ontology: the empirical consequences of alternative species concepts for understanding patterns & processes of differentiation. *in D.Otte & J.Endler, eds.Speciation and its consequences. Sinaver Associates, Sunderland, Mass., 28 - 59.*
- Cuní i Martorell, M.** (1881). Excursión entomológica y botánica a La Cerdaña Española (Cataluña). *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 10: 367 – 389.
- Curtis, J. D.** (1980). Pitfalls in spider community studies (Arachnida, Araneae). *Journal of Arachnology.*, 8: 271 - 280.
- Cushman, S.A. & McGarigal, K.** (2002). Hierarchical, multiscale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology*, 17: 637 - 646.
- De'ath, G. & Fabricius, K. E.** (2000). Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81: 3178 - 3192.
- De'ath, G.** (2002). Multivariate regression trees: a new technique for modelling species-environment relationships. *Ecology*, 83: 1105 - 1117.
- Dennis, P., Young, M.R. & Bentley, C.** (2001). The effect of varied grazinz management on epigeal spiders, harvestment and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86: 39 - 57.
- Dinerstein, E. & Wikramanayake, E.D.** (1993). Beyond hotspots - How to prioritizez investments to conserve biodiversity in the Indo-Pacific region. *Conservation Biology*, 7: 53 - 65.
- Dobson, A.** (1999). An introduction to Generalized Linear Models. *Chapman & Hall, London.*
- Dobyns, J.R.** (1997). Effects of sampling intensity on the collection of spider (Araneae) species and the estimation of species richness. *Environmental Entomology*, 26(2): 150 - 162.
- Dondale, C.D., Semple, R.B. & Redner, J.H.** (1972). Diel activity periodicities in meadows arthropods. *Canadian Journal of Zoology*, 50: 1155.
- Dorazio, R. M., Royle, J. A., Soderstrom, B. & Glimskar, A.** (2006). Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology*, 87: 842 - 854.
- Downie, I.S., Butterfield, J.E.L. & Coulson, J.C** (1995). Habitat preferences of sub-montane spiders in northern England. *Ecography*, 18: 51 - 61.
- Drury, W.H.** (1974). Rare species. *Biological Conservation*, 6: 162 - 169.
- Duffey, E.** (1962). A population study of spiders in limestone grassland. Description of study area, sampling methods and population characteristics. *Journal of Animal Ecology*, 31: 571 - 599.
- Duffey, E.** (1966). Spider ecology and habitat structure (Arach., Araneae). *Senckenbergiana biologica*, 47: 45 - 49.
- Dufrene, M. & Legendre, P.** (1991). Geographic structure and potential ecological factors in Belgium. *Journal of Biogeography*, 18: 257 - 266.
- Efron, B. & Tibshirani, R.** (1979). An introduction to the Bootstrap. *Chapman & Hall, New York.*



- Efron, B.** (1979). Bootstrap methods. *Annals of statistics*, 7: 1 - 26.
- Elton, C. & Miller, R.S.** (1954). The ecological survey of animal communities: with a practical system of classifying habitats by structural characters. *Journal of Ecology*, 42: 460 - 496.
- Fagan, W.F. & Hurd, L.E.** (1991). Direct and indirect effects of generalist predators on a terrestrial arthropod community. *American Midland Naturalist*, 126: 380 - 384.
- Field, S. A., Tyre, A. J. & Possingham, H. P.** (2002). Estimating bird species richness: How should repeat surveys be organized in time? *Austral Ecology*, 27: 624 - 629.
- Fielding, A. H. & Bell, J. F.** (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38 - 49.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S. & Williams, C.B.** (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12: 42 - 58.
- Flather, C. H.** (1996). Fitting species-accumulation functions and assessing regional land use impacts on avian diversity. *Journal of Biogeography*, 23: 155 - 168.
- Fleishman, E., Thomson, J.R., Mac Nally, R., Murphy, D.D. & Fay, J.P.** (2005). Using Indicator Species to Predict Species Richness of Multiple Taxonomic Groups. *Conservation Biology*, 19: 1125 - 1137.
- Floren, A. & Deeleman-Reinhold, C.** Diversity of arboreal spiders in primary and disturbed tropical forest. *Journal of Arachnology*, 33: 323 - 333.
- Forman, R.T.T. & Godron, M.** (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience*, 31: 733 - 740.
- Franklin, J.** (1995). Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography*, 19: 474 - 499.
- Franklin, J.F., Cromack, K. & Denison, W.** (1981). Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forest. *USDA Forest Service General Technical Report PNW-118. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon.*
- Franklin, J.F.** (1993). Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems or Landscapes? *Ecological Applications*, 3 (2): 202 - 205.
- Freitag, S. & Van Jaarsveld, S.** (1997). Relative occupancy, endemism, taxonomic distinctiveness and vulnerability: prioritizing regional conservation actions. *Biodiversity and Conservation*, 6: 211 - 232.
- Gaidet, N., Fritz, H., Messad, S., Mutake, S. & Le Bel, S.** (2005). Measuring species diversity while counting large mammals: comparison of methods using species-accumulation curves. *African Journal of Ecology*, 43: 56 - 63.
- Garcia, L. A. & Armbruster, M.** (1997). A decision support system for evaluation of wildlife habitat. *Ecological Modelling*, 102: 287 - 300.
- Gaston, K.J.** (1994). *Rarity. Chapman & Hall, London.*

- Gaston, K.J.** (1996). Species richness: measure and measurement. In *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. Ed. K.J. Gaston. Oxford, UK: Oxford University Press., 77 - 113.
- Gaston, K.J. & Blackburn, T.M.** (1999). A critique for macroecology. *Oikos*, 84: 353 - 358.
- Gaston, K.J. & Blackburn, T.M.** (2000). Pattern and process in macroecology. *Blackwell Science, Oxford*.
- Gaston, K.J. & Spicer, J.I.** (2004). Biodiversity: an introduction. *Blackwell Publishing*.
- Gerbilskii, N.L. & Petrunkevitch, A.** (1955). Intraspecific biological groups of acipenserines and their reproduction in the low regions of rivers with biological flow. *Systematic Zoology*, 4: 86 - 92.
- Gleason, A.H.** (1922). On the relation between species and area. *Ecology*, 3: 158 - 162.
- Gleason, H. A.** (1926). The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53: 7 - 26.
- Gorczyński, W.** (1920). Sur le calcul du degré du continentalisme et son application dans la climatologie. *Geografiska Annaler*, 2: 324 - 331.
- Gotelli, N. J. & Graves, G.R.** (1996). Null models in ecology. *Washington, DC: Smithsonian Institution Press*.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K.** (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379 - 391.
- Gray, J.S., Aschan, M., Carr, M.R., Clarke, K.R., Green, R.H., Pearson, T.H., Rosenberg, R. & Warwick, R.M.** (1988). Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord-Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology-Progress Series*, 46: 151 - 165.
- Gray, J.S.** (1988). Species abundance patterns. In *Organisation of communities: past and present*. *Blackwell, Oxford*.
- Gray, J.S.** (2002). Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 285 - 297.
- Gray, J.S., Bjorgegseter, A. & Ugland, K.I.** (2005). The impact of rare species on natural assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 74: 1131 - 1139.
- Green, J.** (1999). Sampling method and time determines composition of spider collections. *Journal of Arachnology*, 27: 176 - 182.
- Greensalde, P.J.M.** (1964). Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleptera). *Journal of Animal Ecology*, 33: 301 - 310.
- Grelle, C. E. V.** (2002). Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biological Conservation*, 108: 101 - 106.
- Guisan, A., Theurillat, J.P. & Kienast, F.** (1998). Predicting the potential distribution of plant species in an Alpine environment. *Journal of vegetation science*, 9: 65 - 74.
- Guisan, A., Weiss, S. B. & Weiss, A. D.** (1999). GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology*, 143: 107 - 122.



- Guisan, A. & Zimmermann, N.E.** (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147 - 186.
- Guisan, A., Edwards, J.R. & Hastie, T.** (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157: 89 - 100.
- Haines-Young, R., Green, D. R., & Cousins, S. H.** (1993). Landscape Ecology and GIS. *Taylor & Francis, London*.
- Hairston, N.G., Smith, F.E. & Slobodkin, L.B.** (1960). Community structure, population control and competition. *American Naturalist*, 94: 421 - 425.
- Halaj, J., Ross, D.W. & Moldenke, A.R.** (1998). Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. *Journal of Arachnology*, 26: 203 - 220.
- Halaj, J., Ross, D.W. & Moldenke, A.R.** (2000). Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos*, 90: 139 - 152.
- Halffter, G., Moreno, C. E. & Pineda, E.O.** (2001). Manual para la evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera. *M&T.Manuales y Tesis SEA.Zaragoza.*, 2: 1 - 75.
- Halffter, G. & Moreno, C. E.** (2005). Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. *Monografías Tercer Milenio. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza.*, 4: 5 - 18.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J.** (1983). A method of comparing the areas under receiver operating characteristic curves derived from the same cases. *Radiology*, 148: 839 - 843.
- Harper, J.L. & Hawksworth, D.L.** (1995). Preface. In Biodiversity: measurement and estimation. *Ed. D.L. Hawksworth. London: Chapman & Hall.*, 5 - 12.
- Harrell, F. E., Lee, K. L., & Mark, D. B.** (1996). Multivariable prognostic models: Issues in developing models, evaluating assumptions and adequacy, and measuring and reducing errors. *Statistics in Medicine*, 15: 361 - 387.
- Harrison, S., Ross, S.J. & Lawton, J. H.** (1992). Beta - diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 61: 151 - 158.
- Harvey, A.** (2000). Strategies for discovering drugs from previously unexplored natural products. *Drug Discovery Today*, 294 - 300.
- Hawkins, B. A.** (2001). Ecology's oldest pattern? *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 470 - 470.
- Hettrich, A. & Rosenzweig, S.** (2003). Multivariate statistics as a tool for model-based prediction of floodplain vegetation and fauna. *Ecological Modelling*, 169: 73 - 87.
- Hirzel, A. & Guisan, A.** (2002). Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling*, 157: 331 - 341.
- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D. & Perrin, N.** (2002). Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83: 2027 - 2036.

- Hofer, U. & Bersier, L. F.** (2001). Herpetofaunal diversity and abundance in tropical upland forests of cameroon and panama. *Biotropica*, 33: 142 - 152.
- Hortal, J. & Lobo, J.M.** (2002). Una metodología para predecir la distribución espacial de la diversidad biológica. *Ecología*, 16: 405 – 432.
- Howard, P.C., Viskanic, P., Davenport, T.R.B., Kigeny, F.W., Baltzer, M., Dickinson, C.J., Lwanga, J.S., Matthews, R.A. & Balmford, A.** (1998). Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature*, 394: 472 - 475.
- Hsieh, Y., Lin, Y. & Tso, I.** (2003). Ground spider diversity in the Kenting uplifted coral reef forest, Taiwan: a comparison between habitats receiving various disturbances. *Biodiversity and Conservation*, 12: 2173 - 2194.
- Hubbell, S.P.** (2001). The unified neutral theory of biodiversity & biogeography. *Princeton, NJ: Princeton University Press*.
- Hughes, R.G.** (1984). A model of the structure and dynamics of benthic marine invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series*, 15: 1 - 11.
- Hughes, R.G.** (1986). Theories and models of species abundance. *American Naturalist*, 128: 879 - 899.
- Huhta, V.** (1971). Succession in spiders communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. *Annales Zoologici Fennici*, 8: 483 - 542.
- Hunter, M.D. & Price, P.W.** (1992). Playing chutes and ladders - Heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 73: 724 - 732.
- Hurd, L.E. & Fagan, W.F.** (1992). Cursorial spiders and succession: age or habitat structure? *Oecologia*, 92: 215 - 221.
- Hurlbert, S.H.** (1971). Nonconcept of species diversity - critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577.
- Innes, J.L. & Koch, B.** (1998). Forest biodiversity and its assessment by remote sensing. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 397 - 419.
- Iverson, L. R. & Prasad, A. M.** (1998). Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. *Ecological Monographs*, 68: 465 - 485.
- Izsak, J. & Papp, L.** (2000). A link between ecological diversity indices and measures of biodiversity. *Ecological Modelling*, 130: 151 - 156.
- James, F.C. & McCulloch, C.E.** (1990). Multivariate analysis in ecology and systematics - panacea or pandora box. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 21: 129 - 166.
- Jennings, D.T. & Dimond, J.B.** (1988). Arboreal spiders (Araneae) on Balsam Fir and Spruces in East-Central Maine. *Journal of Arachnology*, 16: 223 - 235.
- Jimenez-Valverde, A. & Hortal, J.** (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151 - 161.



- Jimenez-Valverde, A., Jimenez-Mendoza, S., Martin-Cano, J. & Munguira, M.L.** (2006). Comparing relative model fit of several species-accumulation functions to local Papilionoidea and Hesperioidea butterfly inventories of Mediterranean habitats. *Biodiversity and Conservation*, 15: 177 - 190.
- Jimenez-Valverde, A. & Lobo, J. M.** (2005). Determining a combined sampling procedure for a reliable estimation of Araneidae and Thomisidae assemblages (Arachnida, Araneae). *Journal of Arachnology*, 33: 33 - 42.
- Kempton, R.A. & Taylor, L.R.** (1976). Models and statistics for species-diversity. *Nature*, 262: 818 - 820.
- Kempton, R.A. & Taylor, L.R.** (1978). Q-Statistic and diversity of floras. *Nature*, 275: 252 - 253.
- Kerr, J.T. & Packer, L.** (1997). Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. *Nature*, 385: 252 - 254.
- Kerr, J. T.** (1997). Species richness, endemism and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology*, 11: 1094 - 1100.
- Kessler-Geschiere, A.M.** (1970). Sex-ratio in spiders inhabiting the field. *Bulletin du Museum d'Histoire Naturelle*, 41(1): 102 - 107.
- Kier, G. & Barthlott, W.** (2001). Measuring and mapping endemism and species richness: a new methodological approach and its application on the flora of Africa. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1513 - 1529.
- Kogan, M. & Prite, H.N.** (1980). General sampling methods for above-ground populations of soybean arthropods. In M. Kogan & D.C. Herzog (eds.), *Sampling methods in soybean entomology*. Springer-Verlag, N.Y., 30 - 60.
- Koleff, P.** (2005). Conceptos y medidas de la diversidad beta. *Monografías Tercer Milenio. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*, Zaragoza., 4: 19 - 40.
- Krebs, C.J.** (1985). *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper & Row, New York., 1 - 800.
- Kuntner, M. & Baxter, I.H.** (1997). A preliminary investigation of spider species richness in an eastern Slovenian broadleaf forest. In. *Proceedings of the 16th European Colloquium of Arachnology*, Siedlce, Poland. 173 - 182.
- Lamas, G., Robbins, R.K. & Harvey, D.J.** (1991). A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. *Publicaciones del Museo Historia Natural (Universidad San Marcos, Perú)*, 1 - 19.
- Lambert, T. D., Malcolm, J. R. & Zimmerman, B. L.** (2005). Variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern Amazonia. *Journal of Mammalogy*, 86: 982 - 990.
- Landers, P.B., Verner, J. & Thomas, J.W.** (1988). Ecological uses of vertebrates indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2: 316 - 328.
- Larsen, S. & Rasmussen, T.D.** (1999). Rapid assessment of spider species richness in the Arctic (Disko, West Greenland). *Berichte zur Polarforschung*, 330: 76 - 77.

- Lawton, J.H.** (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology*, 28: 23 - 39.
- Lawton, J. H.** (1999). Are there general laws in ecology? *Oikos*, 84: 177 - 192.
- Legendre, P.** (1993). Spatial autocorrelation - trouble or new paradigm. *Ecology*, 74: 1659 - 1673.
- Legendre, P. & Legendre, L.** (1998). Numerical Ecology. *Elsevier, Amsterdam*.
- Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P. R.** (2005). Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75: 435 - 450.
- Lehmann, A., McC Overton, J. & Austin, M.P.** (2002). Regression models for spatial prediction: their role for biodiversity and conservation. *Biodiversity and Conservation* , 11: 2085 - 2092.
- Lek-Ang, S., Deharveng, L. & Lek, S.** (1999). Predictive models of collembolan diversity and abundance in a riparian habitat. *Ecological Modelling*, 120: 247 - 260.
- Lek, S. & Guegan, J. F.** (1999). Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling*, 120: 65 - 73.
- Leps, J. & Smilauer, P.** (2003). Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. *Cambridge University Press, Cambridge*.
- Levin, S.A.** (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943 - 1967.
- Lillesand, T.M. & Kiefer, R.W.** (2000). Remote sensing and image interpretation. *Wiley, New York*.
- Lobo, J.M.** (2000). ¿Es posible predecir la distribución geográfica de las especies basándose en variables ambientales? En: F. Martín-Piera, J. J. Morrone & A. Melic (eds.) Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 2000. *Monografías Tercer Milenio. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza.*, 1: 55 - 68.
- Lobo, J.M. & Araujo, M.B.** (2003). La aplicación de datos faunísticos para el diseño de redes de reserva: el caso de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica. *Graellsia*, 59(2-3): 399 - 408.
- Longino, J. T.** (1994). How to measure arthropod diversity in a tropical rainforest. *Biology International*, 28: 3 - 13.
- Longino, J. T., Coddington, J., & Colwell, R. K.** (2002). The ant fauna of a tropical rain forest: Estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83: 689 - 702.
- Lovejoy, T.E.** (1980). Changes in biological diversity. In: Barney, G.O. (Ed.), The Global 2000 Report to the President, Vol. 2 (The Technical Report). *Penguin Books, Harmondsworth*, 327 - 332.
- Lovejoy, T.E.** (1995). The quantification of biodiversity: an esoteric quest or a vital component of sustainable development. In Hawkesworth DL (ed), Biodiversity. Measurement & Estimation. *The Royal Society & Chapman & Hall, London*, 81 - 87.
- Lowrie, D.C.** (1948). The ecological succession of spiders of the Chicago area dunes. *Ecology*, 29 (3): 334 - 351.



- López Jáuregui, A. & Elosua Oliden, P.** (2004). Estimación bootstrap para el coeficiente de determinación: un estudio de simulación. *Revista electrónica de metodología aplicada*, 9 (2): 1 - 14.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F.** (1988). *Statistical Ecology*. John Wiley & Sons, New York., 1 - 337.
- MacArthur, R.H.** (1957). On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 43: 293 - 295.
- MacArthur, R.M.** (1960). On the relative abundance of species. *American Naturalist*, 94: 25 - 34.
- Mace, G.M.** (1995). Classification of threatened species and its role in conservation planning. In *Extinction rates* (ed. J.H. Lawton R.M. May). Oxford University Press., 197 - 213.
- Magurran, A.E.** (1988). *Diversidad ecológica y su medición*. Princeton, NJ: Princeton University Press. 200.
- Magurran, A.E.** (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, 256.
- Mandelbrot, B.B.** (1977). *Fractals, fun chance and dimensions*. W.H. Freeman, San Francisco.
- Manel, S., Dias, J. M. & Ormerod, S. J.** (1999). Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *Ecological Modelling*, 120: 337 - 347.
- Manel, S., Williams, H. C. & Ormerod, S. J.** (2001). Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38: 921 - 931.
- Mantel, N.** (1967). The detection of disease clustering and a generalised regression approach. *Cancer Research*, 27: 209 - 220.
- Marc, P., Canard, A. & Ysnel, F.** (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 229 - 273.
- May, R.M.** (1975). Patterns of species abundance and diversity. In *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge., 81 - 120.
- Mayr, E.** (1963). *Animal Species and Evolution*. Harvard University Press, Cambridge.
- Mayr, E.** (1992). A local flora and the biological species concept. *American Journal of Botany*, 79: 222 - 238.
- McAlece, N.** (1997). *BioDiversity Professional Version 2*. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.
- Melic, A.** (1998). Arañas de Aragón. *Catalogus SEA.*, 22: 3 - 40.
- Melic, A.** (2000). Arañas de Aragón (Arácnida: Araneae). *Catalogus de la Entomofauna Aragonesa*. Sociedad Entomológica Aragonesa., 22: 3 - 40.
- Mendez, M.** (1998). Aves comunes y raras: patrones, causas y consecuencias. *El Draque*, 3: 187 - 200.
- Merret, P. & Snazell, R.** (1983). A comparison of pitfall trapping and vacuum sampling for assessing spider faunas on heathland at Ashdown Forest, south-east England. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 6: 1 - 13.

- Miller, K.R.** (1994). International cooperation in conserving biological diversity - a world strategy, international convention and framework for action. *Biodiversity and Conservation*, 3: 464 - 472.
- Miller, R.I. & Wiegert, R.G.** (1989). Documenting completeness, species-area relations and the species-abundance distribution of a regional flora. *Ecology*, 70: 16 - 22.
- Moore, R. D., Griffiths, R. A. & Roman, A.** (2004). Distribution of the Mallorcan midwife toad (*Alytes muletensis*) in relation to landscape topography and introduced predators. *Biological Conservation*, 116: 327 - 332.
- Moran, C.V. & Southwood, T.R.E.** (1982). The guild composition of arthropod communities in trees. *Journal of Animal Ecology*, 51: 289 - 306.
- Moreno, C. E. & Halffter, G.** (2000). Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37: 149 - 158.
- Moreno, C. E.** (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M&T. Manuales y Tesis SEA. Zaragoza.*, 1: 1 - 84.
- Moreno, C. E., Zuria, I., Garcia-Zenteno, M., Sanchez-Rojas, G., Castellanos, I., Martínez-Morales, M. & Rojas-Martínez, A.** (2006). Trends in the measurement of alpha diversity in the last two decades. *Interciencia*, 31(1): 67 - 71.
- Mosier, C.** (1951). Problems and Designs of Cross-Validation. *Educational and Psychological Measurement*, 11.
- Motomura, I.** (1932). A statistical treatment of associations. *Japanese Journal of Zoology*, 44: 379 - 383.
- Muzika, R.M. & Twery, M.J.** (1997). Early-Season Activity and Habitat Characteristics of Terricolous Spider Families (Araneae) in an Appalachian Oak-Mixed Hardwood Forest. *Environmental Entomology*, 26 (3): 497 - 506.
- Muzika, R. M. & Twery, M. J.** (1997). Early-season activity and habitat characteristics of terricolous spider families (Araneae) in an Appalachian oak-mixed hardwood forest. *Environmental Entomology*, 26: 497 - 506.
- Myers, N.** (1988). Threatened biotas: hotspots in tropical forest. *The Environmentalist*, 8: 177 - 208.
- Myers, N.** (1990). The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist*, 10: 243 - 256.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853 - 858.
- Naesset, E.** (1997). Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: A review. *Forest Ecology and Management*, 93: 121 - 136.
- Nentwig, W., Hänggi, A., Kropf, C. & Blick, T.** (2006). Spinnen mitteleuropas /Central European Spiders. An internet identification key. <http://www.araneae.unibe.ch>. Version of 8.12.2003.,
- Nicholls, A.O.** (1989). How to make biological surveys go further with Generalized Linear Models. *Biological Conservation*, 50: 51 - 75.



- Ninyerola, M., Pons, X. & Roure, J. M.** (2000). A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology*, 20: 1823 - 1841.
- Nogués-Bravo, D.** (2003). El estudio de la distribución espacial de la biodiversidad: conceptos y métodos. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 29: 67 - 82.
- Norse, E.A., Rosenbaum, K.L., Wilcove, D.S. et al.** (1986). Conserving biological diversity in our national forests. *Washington, DC: The Wilderness Society*.
- Noss, R.F.** (1990). Indicators for monitoring biodiversity - A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4: 355 - 364.
- Novotny, V. & Weiblen, G. D.** (2005). From communities to continents: beta diversity of herbivorous insects. *Annales Zoologici Fennici*, 42: 463 - 475.
- O'Hara, R. B.** (2005). Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin? *The Journal of Animal Ecology*, 74: 375 - 386.
- O'Neill, R., Johnson, A.R. & King, A.W.** (1989). A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology*, 3: 193 - 205.
- Oliver, I. & Beattie, A. J.** (1996). Designing a cost-effective invertebrate survey: A test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications*, 6: 594 - 607.
- Ortega-Huerta, M. A. & Peterson, A. T.** (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10: 39 - 54.
- Osborne, P. E., Alonso, J. C. & Bryant, R. G.** (2001). Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology*, 38: 458 - 471.
- Osborne, P. E. & Suarez-Seoane, S.** (2002). Should data be partitioned spatially before building large-scale distribution models? *Ecological Modelling*, 157: 249 - 259.
- Palmer, M.W.** (1990). The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71: 1195 - 1198.
- Parker, V.T.** (2004). The community of an individual: implications for the community concept. *Oikos*, 104: 27 - 34.
- Parker, V.** (1999). The use of logistic regression in modelling the distributions of bird species in Swaziland. *South African Journal of Zoology*, 34: 39 - 47.
- Pascual, M.A. & Iribarne, O.O.** (1993). How good are empirical predictions of natural mortality. *Fisheries Research*, 16: 17 - 24.
- Patterson, H.E.H.** (1985). The recognition concept of species. *Transvaal Museum Monograph. Pretoria.*, 4: 21 - 29.
- Pearce, J. & Ferrier, S.** (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133: 225 - 245.
- Pearce, J. & Ferrier, S.** (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133: 225 - 245.

- Pearce, J. & Ferrier, S.** (2000). An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, 128: 127 - 147.
- Pearson, D.L.** (1994). Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 345: 75 - 79.
- Pearson, D. L. & Cassola, F.** (1992). World-Wide Species Richness Patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and Conservation Studies. *Conservation Biology*, 6: 376 - 391.
- Pedrocchi-Renault, C.** (1985). Los artrópodos epigeos del Macizo de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca). Introducción general a su estudio. *Pirineos*, 124: 5 - 52.
- Perner, J., Wytrykush, C., Kahmen, A., Buchmann, N., Egerer, I., Creutzburg, S., Odat, N., Audorff, V. & Weisser, W. W.** (2005). Effects of plant diversity, plant productivity and habitat parameters on arthropod abundance in montane European grasslands. *Ecography*, 28: 429 - 442.
- Peterson, A. T. & Slade, N.A.** (1998). Extrapolating inventory results into biodiversity estimates and the importance of stopping rules. *Diversity and Distributions*, 4: 95 - 105.
- Pettersson, R.B.** (1996). Effect of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest. *Ecology*, 19(3): 221 - 228.
- Pielou, E.C.** (1975). Ecological diversity. *Wiley, New York*.
- Pisces Conservation Ltd.** (2002). Species Diversity & Richness III. Version 3.02. *IRC House, Pennington, Lymington, UK.2002*,
- Prance, G.T.** (1995). Systematics, conservation and sustainable development. *Biodiversity and Conservation*, 4: 490 - 500.
- Prentice, I.C., Cramer, W., Harrison, S.P., Leemans, R., Monserud, R.A. & Solomon, A.M.** (1992). A global biome model based on plant physiology and dominanc, soil properties and climate. *Journal of Biogeography*, 19: 117 - 134.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vanewright, R.I. & Williams, P.H.** (1993). Beyond opportunism - key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 124 - 128.
- Preston, F.W.** (1948). The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29: 254 - 283.
- Price, S. J., Marks, D. R., Howe, R. W., Hanowski, J. M. & Niemi, G. J.** (2004). The importance of spatial scale for conservation and assessment of anuran populations in coastal wetlands of the western Great Lakes, USA. *Landscape Ecology*, 20: 441 - 454.
- PRIMER-E Ltd.** (2001). PRIMER 5 for windows. Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research.
- Putman, R.J.** (1994). Community Ecology. *Chapman & Hall, London.*,
- Quattrochi, D.A. & Pelletier, R.E.** (1990). Remote sensing for analysis of landscape. In *Quantitative Methods in Landscape Ecology* (Turner M.G, y Gardner,R.H, Ed.), Springer-Verlag, New York. , 51 - 77.



- Quenouille, M.H.** (1956). Notes on Bias in Estimation. *Biometrika*, 46: 353 - 360.
- Rabinowitz, D.** (1981). Seven forms of rarity. In *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*. (H.Synge, ed.). Chichester: Wiley., 205 - 232.
- Radeloff, V. C., Pidgeon, A. M. & Hostert, P.** (1999). Habitat and population modelling of roe deer using an interactive geographic information system. *Ecological Modelling*, 114: 287 - 304.
- Rahbek, C.** (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters*, 8: 224 - 239.
- Rice, W.R.** (1989). Analyzing tables of statistical tests. *Evolution*, 43: 223 - 225.
- Ricketts, T.H.** (2001). Aligning conservation goals: are patterns of species richness and endemism concordant at regional scales? *Animal Biodiversity and Conservation*, 24: 91 - 99.
- Ricklefs, R.B. & Schluter, D.** (1993). *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and geographical Perspectives*. University Chicago Press, Chicago.
- Riechert, S.E. & Bishop, L.** (1990). Prey control by an assemblage of generalist predator: spiders in garden test system. *Ecology*, 71: 1441 - 1450.
- Roberts, M.J.** (1995). *Spiders of Britain and Northern Europe*. Harper Collins Publishers, London.
- Roland, J. & Taylor, P. D.** (1997). Insect parasitoid species respond to forest structure at different spatial scales. *Nature*, 386: 710 - 713.
- Rosenzweig, M. L.** (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.,
- Rusell-Smith, A.** (1981). Seasonal activity and diversity of groundliving spiders in two African savanna habitats. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 5 (4): 145 - 154.
- Rusell-Smith, A. & Stork, N.E.** (1995). Composition of spider communities in the canopies of rainforest trees in Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 223 - 235.
- Rusthon, S.P., Topping, C.J. & Eyre, M.D.** (1987). The habitat preferences of grassland spiders as identified using Detrended Correspondence Analysis (DECORANA). *Bulletin of the British Arachnological Society*, 7 (6): 165 - 170.
- Rykiel, E. J.** (1996). Testing ecological models: The meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90: 229 - 244.
- Rypstra, A.L. & Carter, P.E.** (1995). The web spider community of soybean agroecosystems in southeastern Ohio. *Journal of Arachnology*, 23: 135 - 144.
- Saab, V.** (1999). Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: A hierarchical analysis. *Ecological Applications*, 9: 135 - 151.
- Salem, B. B.** (2003). Application of GIS to biodiversity monitoring. *Journal of Arid Environments*, 54: 91 - 114.
- Salt, G.W.** (1979). Use of the term emergent properties comment. *American Naturalist*, 113: 145 - 148.

- Sanders, H.L.** (1968). Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist*, 102: 243 - 282.
- Scharff, N., Coddington, J., Griswold, C.E., Hormiga, G. & Bjorn, P.** (2003). When to quit? Estimating spider species richness in a northern European deciduous forest. *The Journal of Arachnology*, 31: 246 - 273.
- Schwab, A., Dubois, D., Fried, P.M. & Edwards, P.J.** (2002). Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93: 197 - 209.
- Seoane, J., Bustamante, J. & Diaz-Delgado, R.** (2004). Are existing vegetation maps adequate to predict bird distributions? *Ecological Modelling*, 175: 137 - 149.
- Seoane, J., Bustamante, J. & Diaz-Delgado, R.** (2004). Competing roles for landscape, vegetation, topography and climate in predictive models of bird distribution. *Ecological Modelling*, 171: 209 - 222.
- Serra, A.** (2006). Mòdul d'Artròpodes. Banc de dades de Biodiversitat de Catalunya. *Generalitat de Catalunya i Universitat de Barcelona*.<http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>,
- Siemann, E.** (1998). Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology*, 79: 2057 - 2070.
- Siepel, H.** (1989). Objective selection of indicator species for nature management. *Compte rendus du symposium 'Invertèbres de Belgique', Brussels.*, 443 - 446.
- Silva, D.** (1996). Species composition and community structure of Peruvian rainforest spiders: a case study from a seasonally inundated forest along the Samiria River. Proceedings of the XIIIth International Congress of Arachnology, Geneva, 38: IX.1995. *Revue Suisse de Zoologie.*, 597 - 610.
- Silva, D. & Coddington, J. A.** (1996). Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Peru): Species richness & notes on community structure. In *The Biodiversity of Southeastern Peru*. (D.E. Wilson & A. Sandoval, eds.). *Smithsonian Instit., Washington D.C.*, 253 - 311.
- Simon, J.L.** (1969). *Basic Research Methods in Social Science*. New York: Random House.
- Simon, J. L.** (1969). *Basic Research Methods in Social Science*. New York: Random House.
- Simpson, G.G.** (1961). *Principles of Animal Taxonomy*. Columbia University Press, New York.
- Sinclair, E. A.** (2001). Phylogeographic variation in the quokka, *Setonix brachyurus* (Marsupialia: Macropodidae): implications for conservation. *Animal Conservation*, 4: 325 - 333.
- Smith, E.P. & Vanbelle, G.** (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40: 119 - 129.
- Soberon, J. & Llorente, J.** (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480 - 488.
- Sorensen, L. L., Coddington, J. A. & Scharff, N.** (2002). Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afrotropical forest. *Environmental Entomology*, 31: 319 - 330.



- Sorensen, L. L.** (2004). Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 13: 437 - 452.
- Southwood, T.R.E.** (1966). Ecological methods with particular reference to the study of insect population. *Methuen & Co., London.*, 1 - 391.
- Southwood, T.R.E.** (1978). Ecological methods. *Chapman & Hall, London.*
- Southwood, T.R.E.** (1988). Tactics, strategies and templates. *Oikos*, 52: 3 - 18.
- Speight, M.C.D.** (1986). Criteria for the selection of insects to be used as bio-indicators in nature conservation research. *Proceedings of the 3rd European Congress of Entomology, Amsterdam.* , 485 - 488.
- SPSS Inc.** (1993). SPSS for windows. Released 6. *Chicago, Illinois.*
- SPSS Inc.** (2007). SigmaPlot Versión 7. *Jandel Corporation, CA, USA.*
- Standen, V.** (2000). The adequacy of collecting techniques for estimating species richness of grassland invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 37: 884 - 893.
- StatSoft** (2001). STATISTICA (data analysis software system and user's manual). Version 6. *StatSoft, Inc. Tulsa, OK.*,
- Stehman, S. V.** (1997). Selecting and interpreting measures of thematic classification accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 62: 77 - 89.
- Stoms, D.M. & Estes, J.E.** (1993). A remote-sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 14: 1839 - 1860.
- Strore, R. & Kangas, J.** (2001). Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape Urban Plann.*, 55(2): 79 - 93.
- Strore, R. & Jokimäki, J.** (2003). A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modelling. *Ecological Modelling*, 169: 1 - 15.
- Sughiara, G.** (1980). Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. *American Naturalist*, 116: 770 - 787.
- Templeton, A.R.** (1989). Species and Speciation. Geography, population structure, ecology and gene trees. *in D.J.Howard & S.H.Berlocher (eds.), Endless forms. Species & Speciation. Oxford Univ.Press, New York.*, 32 - 43.
- Ter Brack, C.J.F.** (1988). CANOCO: an extension of DECORANA to analyze species-environment relationship. *Vegetatio*, 159 - 160.
- Ter Brack, C.J.F. & Smilauer, P.** (2003). CANOCO for windows. Version 4.5. *Wegeningen.*
- Terrados, J. et al.** (1989). Sistemas Naturals. Història Natural del Paísos Catalans. *Enciclopedia Catalana, S.A.*, 14.

- Thomas, D.B. & Sleeper, E.L.** (1977). The use of pitfall traps for estimating the abundance of arthropods, with special reference to the Tenebrionidae (Coleoptera). *Annals of the Entomological Society of America*, 70: 242 - 248.
- Thompson, G.G. & Withers, P.C.** (2003). Effect of species richness and relative abundance on the shape of the species accumulation curve. *Austral Ecology*, 28: 355 - 360.
- Thorntwaite, C.W.** (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38: 55 - 94.
- Tokeshi M.** (1990). Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. *Journal of Animal Ecology*, 59: 1129 - 1146.
- Topping, C.J. & Sunderland, K.D.** (1992). Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *Journal of Applied Ecology*, 29: 485 - 491.
- Toti, D. S., Coyle F.A. & Miller, J.A.** (2000). A structured inventory of appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *The Journal of arachnology*, 28: 329 - 345.
- Tukey, J.** (1958). Bias & Confidence in Not-Quite Large Samples. *Annals of Mathematical Statistics*, 29: 614.
- Turnbull, A.L.** (1973). Ecology of true spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology*, 18: 305 - 348.
- Turner, M.G., O'Neill, R.V., Gardner, R.H. & Milne, B.T.** (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3: 153 - 162.
- Turner, M.G. & Gardner, R.H.** (1991). Quantitative methods in landscape ecology. *Springer-Verlag, New York*.
- Turner, W., Sterling, E. J. & Janetos, A. C.** (2001). Special section: Contributions of remote sensing to biodiversity conservation: a NASA approach. *Conservation Biology*, 15: 832 - 834.
- Uetz, G.W. & Unzicker, J.D.** (1976). Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. *Journal of Arachnology*, 3: 101 - 111.
- Uetz, G.W.** (1991). Habitat structure and spider foraging. In: Habitat structure. The physical arrangement of objects in space. *Chapman & Hall, London.*, 325 - 348.
- Ulrich, W. & Ollik, M.** (2005). Limits to the estimation of species richness: The use of relative abundance distributions. *Diversity and Distributions*, 11: 265 - 273.
- Veloso, A. & Nuñez, H.** (1998). Inventario de fauna de la Región de Antofagasta: recursos metodológicos e información. *Revista Chilena de Historia Natural*, 71: 555 - 569.
- Veloso, A. & Nunez, H.** (1998). Faunal species inventory from the Antofagasta Region (Chile) and methodological resources to storage and to perform analysis of biodiversity data. *Revista Chilena de Historia Natural*, 71: 555 - 569.



- Vigo, J. & Ninot, J.M.** (1987). Los Pirineos. La vegetación de España. *M. & Rivas Martínez S.(ed.). Col. Aula Abierta. Univ. Alcalá de Henares.,*
- Vilar, J.M.** (2006). Modelos Estadísticos Aplicados. *Publicaciones de la UDC, monografía 101.* http://www.udc.es/dep/mate/estadistica2/estadistica_2.htm,
- Vlijm, L. & Kessler-Geschiere, A.M.** (1967). The phenology and habitat of *Pardosa monticola*, *P. pullata* and *P. nigriceps* (Araneae, Lycosidae). *Journal of Animal Ecology*, 36: 31 - 56.
- Voss, R. S. & Emmons, L. H.** (1996). Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: A preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 3 - 115.
- Waloff, N.** (1980). Studies on grassland leafhopper (Auchenorrhyncha: Homoptera) and their natural enemies. *Advances in Ecological Research*, 11: 81 - 215.
- Walters, K. & Coen, L. D.** (2006). A comparison of statistical approaches to analyzing community convergence between natural & constructed oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330: 81 - 95.
- Walters, K. & Coen, L. D.** (2006). A comparison of statistical approaches to analyzing community convergence between natural and constructed oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330: 81 - 95.
- Walther, B. A. & Martin, J. L.** (2001). Species richness estimation of bird communities: how to control for sampling effort? *Ibis*, 143: 413 - 419.
- Weather, C.P., Cullen, W.R. & Bell, J.R.** (2000). Spider communities as tools in monitoring reclaimed limestone quarry landforms. *Landscape Ecology*, 15: 401 - 406.
- Weeks, R. D. & Holtzer, T. O.** (2000). Habitat and season in structuring ground-dwelling spider (Araneae) communities in a shortgrass steppe ecosystem. *Environmental Entomology*, 29: 1164 - 1172.
- White, J.W.** (2004). Range size, error rates, and the geometry of rare species distributions. *Proceedings of the 2002 Rare Plant Symposium: The Ecology and Management of Rare Plants of Northwestern California. California Native Plant Society, Sacramento, CA.,*
- Whiteside, M.C. & Harmsworth, R.V.** (1967). Species diversity in Chydorid (Cladocera) communities. *Ecology*, 48: 664 - 667.
- Whitmore, C., Crouch, T. E. & Slotow, R. H.** (2002). Conservation of biodiversity in urban environments: invertebrates on structurally enhanced road islands. *African Entomology*, 10: 113 - 126.
- Whittaker, R. H.** (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30: 280 - 338.
- Whittaker, R. H.** (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213 - 251.
- Whittaker, R. H.** (1977). Evolution of species diversity in land communities. In *Evolutionary Biology*. Vol. 10. *Plenum, New York.*, 1 - 67.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R.** (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28: 453 - 470.

- Wiens, J.A.** (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3: 385 - 397.
- Williams, C.B.** (1964). Patterns in the Balance of Nature and Related Problems in Quantitative Ecology. *Academic Press, London*.
- Williams, P.H. & Gaston, K.J.** (1994). Measuring more of biodiversity - can higher - taxon richness predict wholesale species richness. *Biological Conservation*, 67: 211 - 217.
- Williamson, M.H.** (1973). Species diversity in ecological communities. In The mathematical theory of the dynamics of biological populations (eds M.S. Barlett y R.W. Hiorns). *Academic Press, London*, 325 - 335.
- Willot, S.J.** (2001). Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of Applied Ecology*, 38: 484 - 486.
- Wilson, E.O.(ed.)** (1988). Biodiveristy. *Washington, D.C.: National Academy Press*.
- Wilson, M.V. & Shmida, A.** (1984). Measuring beta diversity with presence absence data. *Journal of Ecology*, 72: 1055 - 1064.
- Wilson, K. A., Westphal, M. I., Possingham, H. P. & Elith, J.** (2005). Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. *Biological Conservation*, 122: 99 - 112.
- Wise, D.H.** (1993). Spiders in ecological webs. *Cambridge University Press, Cambridge*.
- Work, T. T., Shorthouse, D. P., Spence, J. R., Volney, W. J. A. & Langor, D.** (2004). Stand composition and structure of the boreal mixedwood and epigaic arthropods of the Ecosystem Management Emulating Natural Disturbance (EMEND) landbase in northwestern Alberta. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere*, 34: 417 - 430.
- Wu, B. & Smenins, F.** (2000). Multiple-scale habitat modeling approach for rare plant conservation. *Landscape Urban Plann.*, 51: 11 - 28.
- Zar, J.H.** (1996). Biostatistical analysis. *Prentice-Hall*,
- Zipf, G.K.** (1965). Human behaviour and the principle of least effort. *Hafner, New York*.
- Zulka, K.P., Milasowszky, N. & Lethmayer C.** (1997). Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park `Neusiedler See-Seewinkel' (Austria): implications for management Arachnida: Araneae). *Biodiversity and Conservation*, 6: 75 - 88.
- Zweig, M.H. & Campbell, G.** (1993). Receiver-operating characteristic (ROC) plots. A fundamental evaluation tool in clinical medicine. *Clinical Chemistry*, 39: 561 - 577.



La información expuesta en el capítulo III (Zona de Estudio), ha sido extraída de diversas fuentes: Enciclopedia Natural dels Països Catalans (Terrados J. et al. 1989), mapa de vegetación de Catalunya correspondiente a Gósol (Carrillo & Vigo 1997) y información divulgativa del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya. Los mapas climáticos expuestos corresponden al Atlas Climàtic Digital de Catalunya (Ninyerola 2000).

La información que se expone en el apartado 3.3 del capítulo I, con el título “Los GIS y la teledetección”, ha sido extraída principalmente del libro “Introduction to Remote Sensing” (Campbell 1996).

Anexo I

Extracción de información temática del terreno a partir de una imagen SPOT HRV del Parque Natural del Cadí-Moixeró

Guillem Chust

Evolution et Diversité Biologique (CNRS-UPS, Toulouse, França)

1) Características de la imagen

Sensor: SPOT XS (resolución espacial aproximada: 20 m)

Procesamiento de SPOT Image: ortorectificación

Fecha: 13 octubre 1998

Cubierta de nubes: AAAAAAA (No hay nubes)

Cubierta de nieve: 11000100 (en las cotas más elevadas de la alta montaña, los roquedales y prados alpinos están cubiertos totalmente o parcialmente por nieve en la mayoría de zonas)

2) Extracción de una ventana cubriendo la zona de estudio (Parque Natural) para facilitar el procesamiento de la imagen (Figura 1).

Imagen original:

columns : 4249
rows : 3754
Ref. system : utm-31n
Ref. units : m
unit dist. : 1
min. X : 329994.0
max. X : 414974.0
min. Y : 4637823.0
max. Y : 4712903.0

Finestra:

columns : 2333
rows : 1357
ref. system : utm-31n
ref. units : m
unit dist. : 1
min. X : 368314.0
max. X : 414974.0
min. Y : 4669123.0
max. Y : 4696263.0

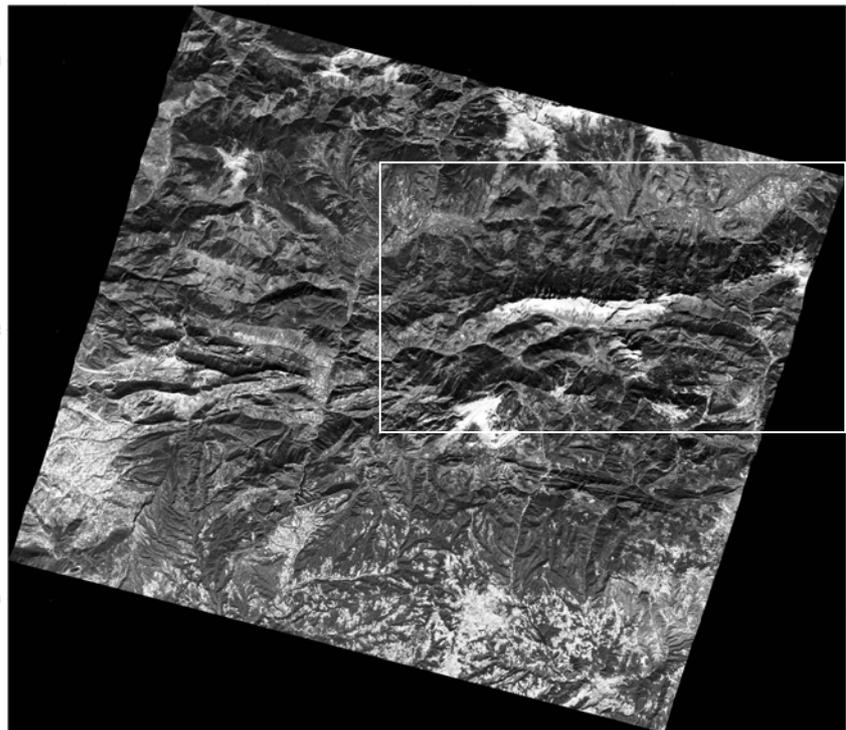


Figura 1.

3) Composición en color

Es el primer nivel para interpretar la imagen a partir de sus valores originales. Cada banda se asigna a un color (Figura 2):

Rojo: near infrared band (XS-3)
Verde: red band (XS-2)
Azul: green band (XS-1)



4) El índice de vegetación NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)

Definición: $(XS3 - XS2) / (XS3 + XS2)$

Interpretación: aporta una información cuantitativa en términos relativos de la actividad fotosintética de las plantas verdes. Valores elevados (cerca de 1, en color blanco en la Figura 3) indican una cubierta vegetal bien representada y activa. Valores negativos (en tonos de gris oscuro en la Figura 3) indican una cubierta desprovista de vegetación.

5) Definición de manchas por segmentación de imágenes a múltiples niveles de contraste

Por medio de un método desarrollado en el Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (Toulouse, France) por R. Fjortoft y A. Lopes, hemos segmentado la imagen en manchas (*patches*) a diferentes niveles de contraste (Figura 4 y 5).

6) Clasificación de cubiertas del suelo (Figura 6 y 7)

Cubiertas del suelo identificadas sobre el terreno:

Cubierta (y subclases)	Descripción	Cubierta englobante
Prado de pastoreo labrado (en la llanura)		Prados de pastoreo y conreos
Conreos y prado de pastoreo <i>verde</i> (en la llanura)		
Prado de pastoreo (montaña media)		
Matorral (Ulex, Boj, hierba)	Suelo desnudo : 0-30%	Vegetación esclerófila (carrascal, matorral y boj)
Boj	Arbustivo pral. de boj (+Ginebre, Ulex) estrictamente localizado en la solana Serra Cadi; % suelo desnudo var.; pi clareado, caduc ocasional	
Encinar –Solana y umbría		
Robledal –Solana y umbría		Bosques caducifolios (robledales, hayedos y bosque de ribera)
Bosque de ribera (caducifolios)		
Pinar de pino silvestre –Solana y umbría		Coníferas (pinos y abetales)
Pinar de pino negro		
Abetal – umbría		
Prado alpino		Roquedal y prados alpinos (nevado o no)
Prado alpino –parcialmente nevado		
Roquedal (parcialmente nevado) –Solana y umbría		
Nieve (zonas saturadas de nieve, zona alpina)	Suelo desnudo o prados alpinos nevados al 100%	
Roquedal – umbría muy marcada		
Suelo desnudo argiloso		Suelo desnudo
Zonas urbanas (pueblos)	Cubierta digitalizada	Zonas urbanas (pueblos)
Carreteras	Cubierta digitalizada	Carreteras
Ríos	Cubierta digitalizada	Ríos

Dos clases (roquedal arbustivo y bosque mixto -roble y pino silvestre-) han estado eliminadas por su poca representatividad en el muestreo y confusión con las demás clases.

Procedimiento de clasificación: se ha utilizado un método automático estándar basado en la máxima verosimilitud. La confusión entre clases nos ha obligado a digitalizar 3 de ellas mediante la interpretación visual de la imagen (río, carreteras y zonas urbanas) y a utilizar clasificaciones separadas por zonas (zona alpina, llanura, cimas, montaña media) que posteriormente se han fusionado. Finalmente, hemos agrupado las clases iniciales a un grupo reducido (9 clases) para minimizar la confusión.

Las causas principales de la confusión entre clases han sido: (1) las sombras que son muy marcadas en ciertas zonas debido al marcado relieve, es posible que esto haya provocado una cierta sobre-representación de la vegetación esclerófila frente de las coníferas; (2) y la nieve que introduce confusión con las zonas labradas de la llanura. Los índices de fiabilidad de la clasificación final reducida, dados por *Producer Accuracy* i *User Accuracy*, son notablemente elevados, lo que indica una clasificación precisa.

Clase	Producer Accuracy (%)	User Accuracy (%)
Roquedales y prados alpinos	95.37	97.42
Prados de pastoreo y conreos	97.30	98.70
Vegetación esclerófila	94.95	94.34
Coníferas	93.44	98.91
Bosque caducifolio	87.67	60.52
Suelo desnudo	100.00	58.59
Media	94.79	84.75

7) Adecuación geométrica de las imágenes SPOT y los datos de GPS

Considerando 15 puntos de control, el error entre las coordenadas UTM de SPOT y las extraídas con GPS se estima en 79.5 m (3.98 píxels) (estimado como el valor medio de la distancia euclidiana entre dos puntos de control); es entonces relativamente significativo.

Se ha aplicado en consecuencia una transformación cuadrática (polinomio de 2º grado) que da un error de 36.8 m (1.8 píxels). El problema es que la transformación cuadrática provoca deformaciones en otras zonas de la imagen, y dado que la posición de los puntos no es demasiado homogénea ni suficientemente repartida sobre la imagen, es preferible no aplicarla. Los errores entre SPOT y GPS (que no son aleatorios) estarían probablemente provocados por el marcado relieve. Por lo tanto, datos provenientes de GPS es necesario que sean calibradas sobre la imagen SPOT para supervisión visual (en caso de necesitar una precisión menor de 4 píxels).

8) Posicionamiento de las estaciones biológicas

La localización de las estaciones biológicas (muestreo de arácnidos del suelo) se ha efectuado con GPS en el terreno y con el soporte de mapas cartográficos 1 : 25 000 en los casos que el posicionamiento preciso lo permitía. El posicionamiento de las estaciones sobre las imágenes SPOT (Figura 8) se ha efectuado teniendo en cuenta entonces las coordenadas GPS y una supervisión visual que ha implicado el desplazamiento (1-3 píxels) en solo 5 estaciones.



Figura 2. Composición en color RGB de la imagen SPOT XS (13 octubre 1998, Zona: Cadí).

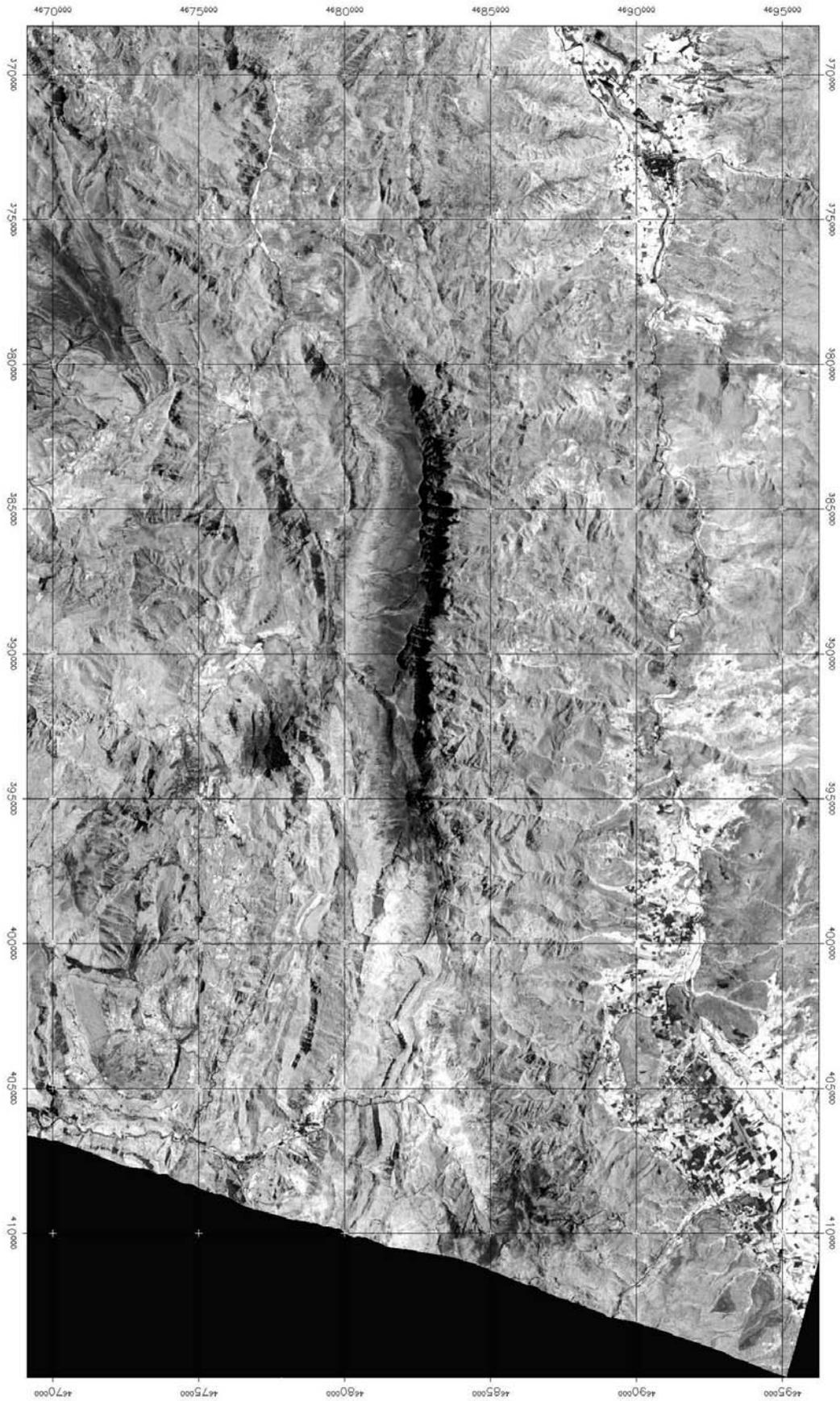


Figura 3. Índice de vegetación NDVI.

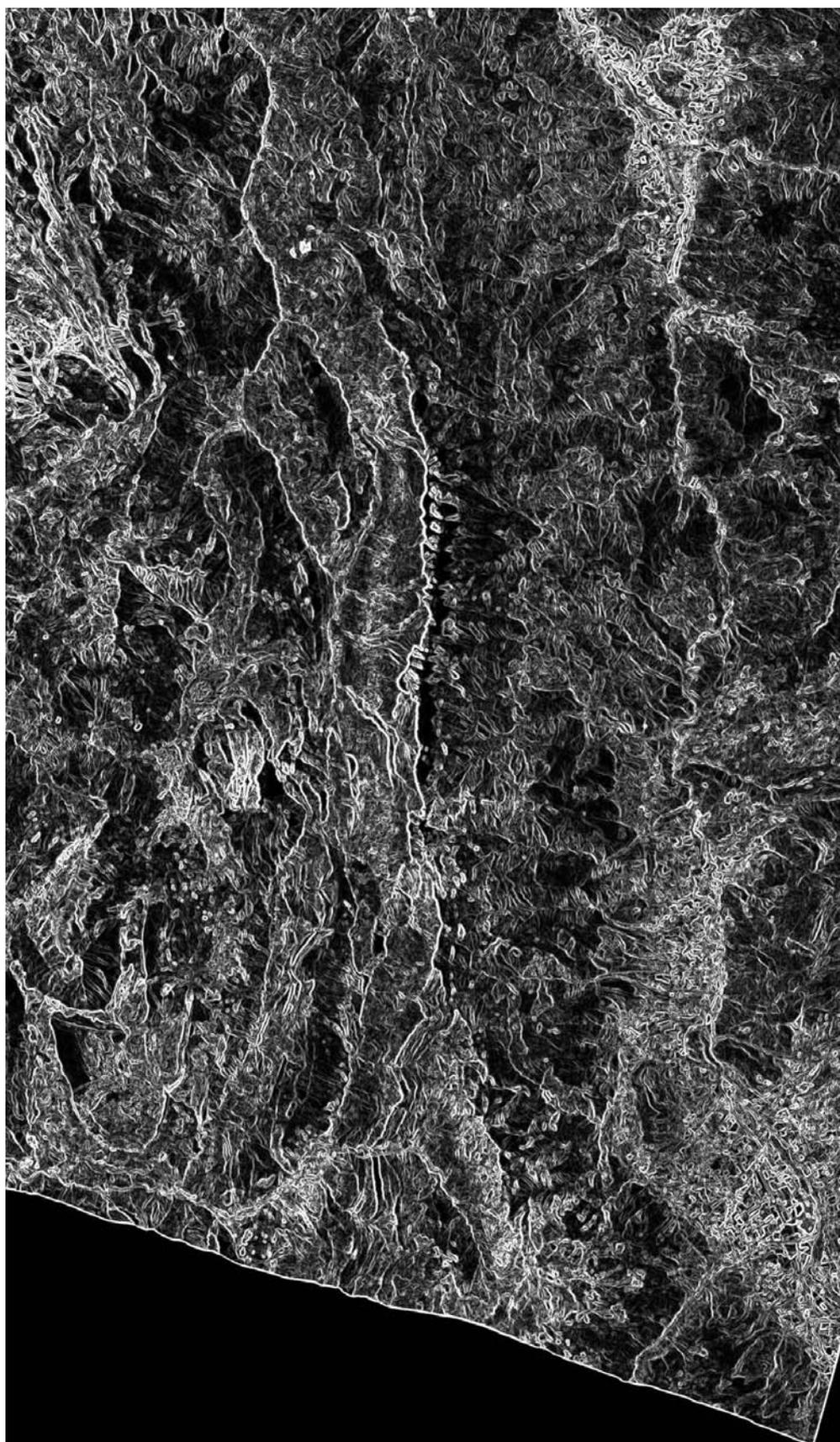


Figura 4. Imagen de gradiente de contornos.

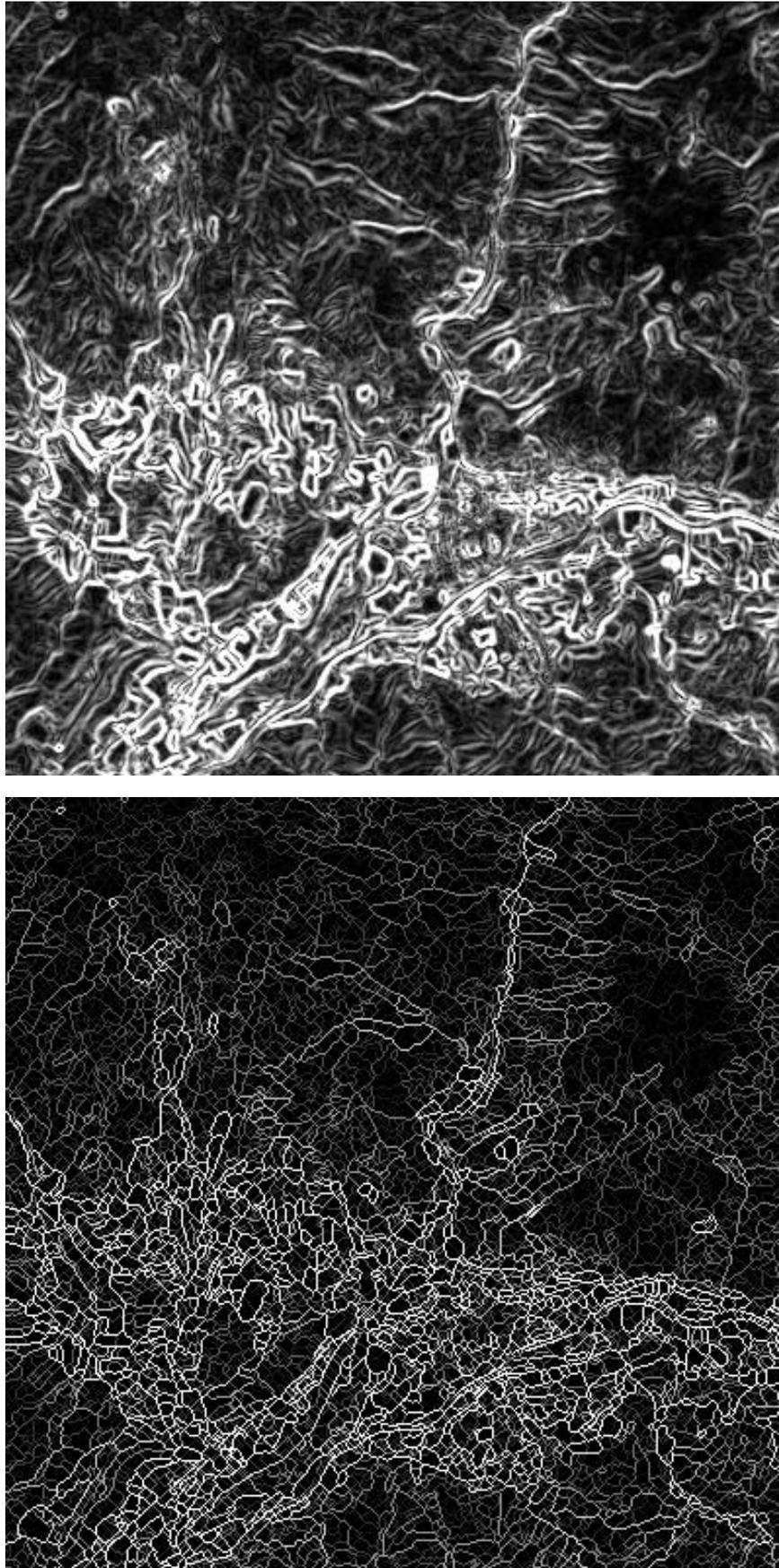


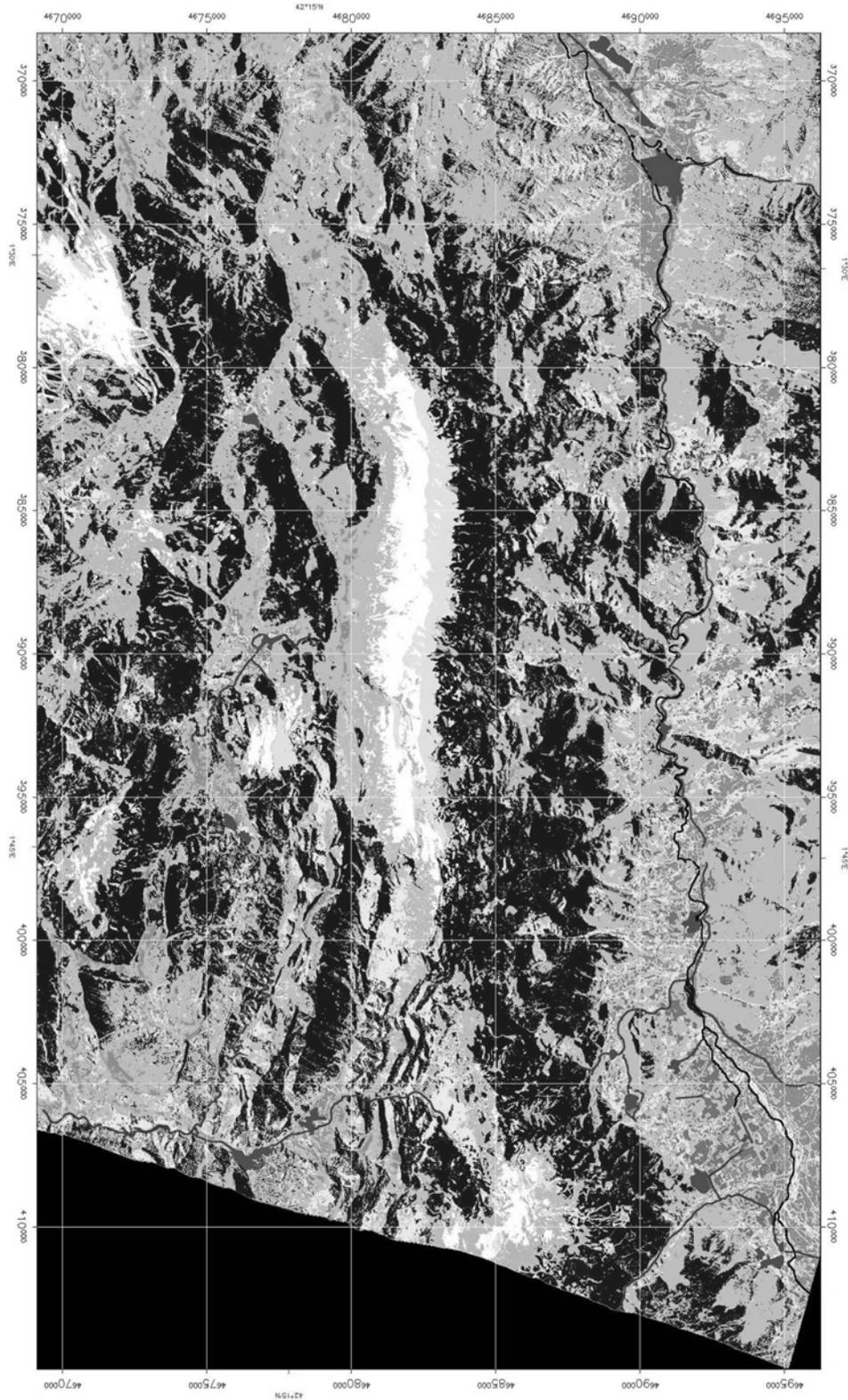
Figura 5. Detalles de (a) imagen de gradiente de contornos y (b) imagen segmentada (contornos claros indican manchas adyacentes muy contrastadas).



No imagen
 Roquedales y prados alpinos de alta montaña
 Prados de pastoreo y conreos
 Encinares, matorrales y boj
 Pinares (pino silvestre y pino negro) y abetales

Caducifolios (robleales, hayedos y bosques de ribera)
 Suelo desnudo (Arcilla principalmente)
 Río
 Zonas urbanas
 Carreteras

Figura 6. Clasificación de coberturas del suelo.



No imagen
 Roquedales y prados alpino nevados / sombra
 Prados de pastoreo y coneos / labrado
 Encinares, matorrales y boj
 Pinares (pino silvestre y pino negro) y abetales

Caducifolios (robleales, hayedos y bosques de ribera)
 Suelo desnudo (Arcilla principalmente)
 Río
 Zonas urbanas
 Carreteras

Figura 7. Clasificación de cubiertas del suelo (representación con sombras y subclases de coneos).



Figura 8. Localización de las estaciones biológicas y el contorno del Parque Natural del Cadí (en azul) sobre el índice de vegetación NDVI.