

“Diversidad geográfica de las mariposas diurnas ibero-baleares”

Resumen

A partir de los datos de distribución de 226 especies de mariposas diurnas con cuadrículas UTM de 10, 50 y 100 km de lado se ha estimado el esfuerzo de muestreo efectuado en el área ibero-balear, la existencia de un posible sesgo ambiental, espacial o geográfico que lo condicione y la influencia de diversas variables en su riqueza. Se delimitaron distintas regiones biogeográficas según la fauna de mariposas que albergan. Se evaluó la protección que ofrece la red de espacios protegidos a estos insectos y se realizaron distribuciones potenciales de algunas de estas especies a partir de modelos predictivos. La mayor riqueza de mariposas se concentra en áreas montañosas. El número de cuadrículas bien muestreadas es bastante bajo, apreciándose sesgos espaciales en su distribución y resaltando futuras áreas a muestrear. Cinco especies no se encuentran dentro de la red de espacios aunque 16 cuadrículas serían suficientes para albergar la totalidad de especies.

Palabras clave:

Mariposas, Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea, esfuerzo de muestreo, curvas de acumulación, sesgos geográficos, regiones biogeográficas, efecto península, análisis de huecos, espacios protegidos, distribución potencial, modelos predictivos, Península Ibérica, islas Baleares.

“Geographic diversity of the Ibero-Balearic butterfly species”

Abstract

The sampling effort in the Iberian Peninsula and Balearic islands has been analysed using distribution data from 226 butterfly species with 10, 50 and 100 km UTM grid squares. The existence of an environmental, spatial or geographic bias in the sampling effort has been tested. The influence of different variables on butterfly species richness has also been considered. Different biogeographic regions were delimited according to these insects. An analysis of the coverage of the natural protected areas was performed and a prediction of the potential distribution of some of these species was carried out. Butterfly species richness reaches the highest values in mountain ranges. The number of well sampled squares is very low and shows a spatial bias. Several squares are highlighted as relevant for future studies. Five species are not present in the network of protected areas although 16 squares (10 km) would be enough to host all the Ibero-Balearic butterfly species.

Key words:

Butterflies, Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea, sampling effort, accumulation curves, geographic bias, biogeographic regions, peninsular effect, Gap analysis, protected areas, potential distribution, predictive models, Iberian Peninsula, Balearic Islands.

Universidad Autónoma de Madrid



Departamento de Biología
Facultad de Ciencias

“DIVERSIDAD GEOGRÁFICA DE LAS MARIPOSAS DIURNAS IBERO-BALEARES”

Memoria presentada por Dña. *HELENA ROMO BENITO* para optar al grado de Doctor en
Ciencias Biológicas

Fdo. Helena Romo Benito

VºBº Director de Tesis
Fdo. Dr. Enrique García-Barros Saura
Dpto. Biología. UAM

VºBº Director de Tesis
Fdo. Dr. Miguel López Munguira
Dpto. Biología. UAM

Madrid, Noviembre de 2007

A mi padre. Que su recuerdo
siga a mi lado, inspirándome.



Foto: *Inachis io* (Linnaeus, 1758). Tomada por Helena Romo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al apoyo incondicional, el estímulo y la ayuda de varias personas con las que he compartido estos años. Es casi imposible no dejarme a alguien, pero aún así espero no hacerlo.

Sobre todo debo agradecer a mis no sólo directores de tesis, sino amigos Enrique y Miguel, sin cuyos comentarios e incalculable ayuda esta memoria no hubiera conseguido llegar a ver la luz. Por todos esos días que habéis pasado leyendo y corrigiendo los largos capítulos y divagaciones que os entregaba. Por los días que hemos ido al campo a ver mariposas y por haberme enseñado a querer y apreciar a estos bellos insectos. Por darme la oportunidad de unirme a vuestro grupo de trabajo y acogerme con los brazos abiertos. Siempre he sentido que podía contar con vosotros y no me ha faltado vuestra ayuda y atención ni un solo momento. Y especialmente a Enrique por las charlas de horas y horas que hemos tenido, que me ayudaban a animarme y a seguir adelante, incluso en los peores momentos, y por escucharme y hacerme reír. Muchas gracias.

También quiero agradecer a Jorge Lobo que me ha ayudado en varios capítulos de esta memoria, introduciéndome en el mundo de las curvas de acumulación, la autocorrelación espacial y enseñándome métodos estadísticos más complejos de los que normalmente uno sabe al acabar la carrera, gracias a los cuales pude publicar mi primer artículo científico de carácter internacional. Y aún siendo una persona bastante ocupada, siempre ha conseguido sacar un huequito para atenderme y solucionar dudas y con el que seguiré en contacto para continuar con mi carrera investigadora, con nuestros artículos e ideas pendientes.

A Pepe que me ayudó con el capítulo relacionado con el efecto Península, proporcionándome bibliografía y aportándome sugerencias de gran valor, además de haberme acogido dentro del grupo de investigación, siempre dispuesto a prestarme ayuda en cualquier momento que se la he solicitado.

Al resto de compañeros de "pasillo", a todos, pero en especial a Pilar y Javier, que me preguntaban en todo momento qué tal iba mi tesis y me animaron a seguir adelante y luchar por conseguir acabarla. A Pilar le agradezco también horas y horas de consejos, ánimos, y conversaciones de chicas de las que hemos disfrutado, has sido una gran amiga durante todos estos años (y sigues siendo, no importa lo que me depare el destino, siempre os recordaré a Enrique y a ti por los buenos momentos que he pasado a vuestro lado). También quiero agradecer a José Luis por haberme permitido conocer el mundo de las mariposas con esa beca de colaboración de último

curso, la cual no sé si alguna vez le he llegado a agradecer que me ayudase a conseguir, pero que sin ella posiblemente hoy no estaría aquí donde estoy.

A mi familia, mis amigos y al resto de compañeros del laboratorio que de una manera u otra me han apoyado y ayudado a seguir adelante: Ana, Tere, Rocío, Carmen, Helena, Richard, M^a José, Alfredo, Antonio, Ire, Javi, Gema y Aída (¡mucho ánimo con vuestras tesis!), Juanma, Ángela, Iván, y un largo etcétera, y en especial a Celia, que ha sido la que ha estado ayudándome con la indecisión típica de los últimos detalles y con la que he compartido más horas de campo y cafetería.

A Paul Williams y a Juan Carlos Moreno por haberme facilitado una versión del programa WORLDMAP adaptada al área de estudio, para poder realizar los análisis, así como a Juan Carlos los mapas de espacios protegidos y Red Natura 2000 utilizados en esta memoria y la amable disposición siempre mostrada. A Miguel Araújo por proporcionarme comentarios valiosos sobre la metodología a llevar a cabo a la hora de realizar una propuesta de conservación. A los alumnos de Biología de la Universidad Autónoma de Madrid Juan López Pajarón, Ana Isabel Moraga Quintanilla y Belén García Pérez, que realizaron proyectos fin de carrera relacionados con la conservación de las mariposas, cuyos análisis previos me han servido a la hora de enfocar algunas partes de este trabajo.

A Juan Antonio Calleja por sus comentarios sobre los análisis de ordenación y clasificación utilizados.

A Javier Seoane por su charla breve pero intensa sobre modelización, validación de modelos y elección de variables, y a David Draper, al que conocí en uno de los múltiples cursos del GBIF (a los que también agradezco por haberme dado ideas para realizar un capítulo de modelización con programas de fácil acceso) y me facilitó los mapas de las variables de mi área de estudio como favor especial, así como por sus comentarios y ayuda de cara a la utilización de los programas de modelización utilizados.

A José María Rey Benayas y a varios evaluadores anónimos que realizaron sugerencias que mejoraron considerablemente los capítulos de esta memoria.

A Tom Brereton, Martin Warren y Tom Wigglesworth por enseñarme los trabajos que se realizan con mariposas en Gran Bretaña.

Al resto de miembros del proyecto ATLAMAR, que han contribuido a formar la base de datos, imprescindible para la realización de este trabajo, entre otros Patrícia Garcia-Pereira y Ernestino Maravalhas.

A la financiación obtenida para la realización de mi tesis, gracias a la beca F.P.U. referencia AP2002-0147 concedida por el el Ministerio de Educación y Ciencia,

y el proyecto CGL2004-04680-C10-08/BOS y REN2000-0466 GLO (ATLAMAR) que han financiado alguna publicación.

Y por último, y no por ello menos importante, a Emilio, por tu gran paciencia e inestimable ayuda, por la gran cantidad de fines de semana que me has acompañado mientras escribía, por aguantar los cambios de humor que provocan que las cosas no salgan como una quiere, y tratar de animarme en todo momento, haciéndome diferenciar las cosas que son realmente importantes de las que no deben condicionar tu vida. Por enseñarme a usar AUTOCAD, por tus detalles de edición de portadas, figuras y tablas bajo esa visión técnica de arquitecto, por interesarte por el mundo de los insectos y disfrutar en nuestros viajes de esos momentos en los que me paso fotografiando todas las mariposas que encuentro. Por estar a mi lado todos estos años, y seguir disfrutando cada momento. Muchas gracias de corazón.

Helena

ÍNDICE

Introducción general	pág. 7
<i>Objetivos de la tesis</i>	pág. 10
<i>Estructura de la tesis</i>	pág. 11

Capítulo 1. La base de datos

<i>Creación y características de la base de datos</i>	pág. 15
<i>Contribución a la elaboración de la base de datos</i>	pág. 16
<i>Representación geográfica. Cuadrículas UTM</i>	pág. 16
<i>Aplicaciones de la base de datos</i>	pág. 17

Capítulo 2. Esfuerzo de muestreo en las mariposas ibero-baleares

Introducción	pág. 23
Objetivos	pág. 26

Material y Métodos

<i>Materiales utilizados</i>	pág. 26
<i>Estudio de la calidad de los inventarios</i>	pág. 26
1. <i>Estimadores indirectos, cuadrículas de referencia y elección de la unidad de esfuerzo de muestreo</i>	pág. 27
2. <i>Criterios mínimos propuestos</i>	pág. 30
3. <i>Curvas de acumulación</i>	pág. 32
<i>Abundancia de especies por cuadrícula</i>	pág. 34
<i>Abundancia de especies por cuadrícula según el esfuerzo de muestreo efectuado</i>	pág. 34

Resultados

<i>Elección de la unidad de esfuerzo de muestreo</i>	pág. 35
<i>Estudio de la calidad de los inventarios</i>	pág. 38
1. <i>Estimadores indirectos</i>	pág. 38
2. <i>Criterios mínimos propuestos</i>	pág. 39
3. <i>Curvas de acumulación</i>	pág. 41
<i>Disimilitud en los resultados</i>	pág. 43
<i>Resultados coincidentes</i>	pág. 44
<i>Abundancia de especies por cuadrícula</i>	pág. 46
<i>Abundancia de especies por cuadrícula según el esfuerzo de muestreo efectuado</i>	pág. 47

Discusión	pág. 48
-----------------	---------

Capítulo 3. Sesgos geográficos en bases de datos de mariposas ibero-Baleares

Introducción	pág. 57
Objetivos	pág. 58

Material y Métodos

<i>Distribución de los datos de mariposas y unidades geográficas empleadas</i>	pág. 58
<i>Valorando la calidad de los inventarios locales</i>	pág. 59

<i>Regiones eco-fisiográficas</i>	pág. 60
<i>Variables espaciales, ambientales y de uso del suelo</i>	pág. 61
<i>Valoración de los efectos de las variables ambientales y espaciales en el esfuerzo de muestreo</i>	pág. 62
Resultados	
<i>Riqueza de especies estimada</i>	pág. 63
<i>Selección de las cuadrículas bien estudiadas</i>	pág. 63
<i>Distribución de las cuadrículas bien muestreadas</i>	pág. 69
<i>Medida de los sesgos ambientales, geográficos y espaciales en la distribución de las cuadrículas bien muestreadas</i>	pág. 70
Discusión	pág. 73
Capítulo 4. Variables explicativas de la distribución de la riqueza de mariposas	
Introducción	pág. 81
Objetivos	pág. 85
Material y Métodos	
<i>Área de estudio y variable dependiente</i>	pág. 85
<i>Ensayo preliminar, comparación con los resultados de Martín & Gurrea (1990)</i>	pág. 85
<i>Diversidad de mariposas. Tamaño de cuadrícula y variables utilizadas</i>	pág. 86
<i>Variables que determinan la diversidad de mariposas diurnas. Metodología</i>	pág. 87
Resultados	
<i>Ensayo preliminar, comparación con los resultados de Martín & Gurrea (1990)</i>	pág. 89
<i>Variables que determinan la diversidad de mariposas diurnas (50 x 50 km)</i>	pág. 92
Discusión	pág. 99
Capítulo 5. Sectorización de áreas a partir de mariposas ibero-baleares	
Introducción	
<i>Sectorización. Unidades biogeográficas</i>	pág. 107
<i>La zona Paleártica: Cuenca Mediterránea y Península Ibérica</i>	pág. 107
<i>Sectorización Ibero-balear</i>	pág. 108
Objetivos	pág. 108
Material y Métodos	
<i>Tratamiento de los datos y red de malla empleada</i>	pág. 109
<i>Análisis de aglomeración</i>	pág. 109
<i>Análisis mediante parsimonia</i>	pág. 111
<i>Métodos de clasificación: TWINSPAN</i>	pág. 112
<i>Métodos de ordenación multivariante: DECORANA</i>	pág. 113
<i>Regiones biogeográficas utilizando mariposas</i>	pág. 113

Resultados	
<i>Análisis de aglomeración</i>	pág. 114
<i>Análisis mediante parsimonia</i>	pág. 115
<i>Métodos de clasificación: TWINSPAN</i>	pág. 118
<i>Métodos de ordenación multivariante: DECORANA</i>	pág. 118
<i>Regiones biogeográficas. Propuesta de sectorización</i>	pág. 123
Discusión	pág. 128

Capítulo 6. Selección de áreas para la conservación de las mariposas diurnas ibero-baleares

Introducción	pág. 135
<i>Red de espacios naturales</i>	pág. 135
<i>Mariposas protegidas y legislación</i>	pág. 136
<i>Aproximaciones: áreas y taxones. Las mariposas ibéricas</i>	pág. 137
<i>Pasos a seguir: Selección de áreas</i>	pág. 138
<i>Objetivos</i>	pág. 139
Material y Métodos	
<i>Área de estudio</i>	pág. 139
<i>Datos de especies utilizadas y criterio de rareza</i>	pág. 140
<i>Red de espacios protegidos</i>	pág. 141
<i>Análisis de datos y requerimientos previos</i>	pág. 141
<i>Riqueza de especies</i>	pág. 142
<i>Selección de áreas prioritarias y análisis de huecos</i>	pág. 142
<i>Especies excluidas y número de especies por espacio protegido</i>	pág. 143
<i>Análisis con más de una presencia por especie</i>	pág. 144
Resultados	
<i>Área de estudio</i>	pág. 144
<i>Datos de especies utilizadas y criterio de rareza</i>	pág. 144
<i>Riqueza de especies</i>	pág. 144
<i>Selección de áreas prioritarias</i>	pág. 147
1. <i>Selección automática basada en riqueza</i>	pág. 147
2. <i>Selección manual basada en la riqueza</i>	pág. 150
3. <i>Otros métodos</i>	pág. 152
4. <i>Especies excluidas de la red de espacios naturales protegidos</i>	pág. 153
5. <i>Selección de áreas y análisis de huecos de las especies amenazadas</i>	pág. 155
6. <i>Selección de áreas y análisis de huecos de las especies endémicas</i>	pág. 159
7. <i>Selección de áreas y análisis de huecos de las especies raras</i>	pág. 160
<i>Especies encontradas en los diferentes espacios protegidos</i>	pág. 162
<i>Análisis con más de una presencia por especie</i>	pág. 162
<i>Cuadrículas seleccionadas por los diferentes análisis</i>	pág. 164

Discusión	
<i>Riqueza de especies y distribución de los espacios protegidos iberobaleares</i>	pág. 166
<i>Selección de áreas prioritarias</i>	pág. 167
<i>Especies excluidas de los parques</i>	pág. 169
<i>Selección de áreas de especies amenazadas, endémicas y raras</i>	pág. 169
<i>Análisis con más de una presencia por especie</i>	pág. 171
<i>Especies de particular interés en los espacios protegidos</i>	pág. 171
<i>Cuadrículas seleccionadas por los diferentes análisis</i>	pág. 171

Capítulo 7. Distribución potencial de especies amenazadas o raras

Introducción	pág. 177
Objetivos	pág. 179

Material y Métodos	
<i>Selección de especies</i>	pág. 179
<i>Datos ambientales</i>	pág. 180
<i>Estimación del número potencial de cuadrículas</i>	pág. 180
<i>Áreas de distribución potencial</i>	pág. 181
<i>Combinación de áreas predichas, espacios protegidos y esfuerzo de muestreo</i>	pág. 183

Resultados	
<i>Estimación del número potencial de cuadrículas</i>	pág. 183
<i>Áreas de distribución potencial</i>	pág. 184
1. <i>Agriades zullichii</i>	pág. 184
2. <i>Boloria napaea</i>	pág. 186
3. <i>Chazara prieuri</i>	pág. 186
4. <i>Euchloe charlonia</i>	pág. 189
5. <i>Lopinga achine</i>	pág. 189
6. <i>Maculinea nausithous</i>	pág. 189
7. <i>Melitaea aetherie</i>	pág. 193
8. <i>Parnassius apollo</i>	pág. 193
9. <i>Parnassius mnemosyne</i>	pág. 193
10. <i>Pseudochazara hippolyte</i>	pág. 197
11. <i>Pyrgus cinarae</i>	pág. 197
12. <i>Pyrgus sidae</i>	pág. 197
13. <i>Satyrium pruni</i>	pág. 201
<i>Combinación de cuadrículas predichas, espacios protegidos y esfuerzo de muestreo</i>	pág. 201

Discusión	pág. 204
-----------------	----------

Conclusiones	pág. 215
---------------------------	----------

Bibliografía	pág. 223
---------------------------	----------

Apéndices	pág. 253
------------------------	----------

INTRODUCCIÓN GENERAL



Foto: *Cyaniris semiargus* (Rottemburg, 1775). Tomada por Helena Romo.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los lepidópteros son uno de los grupos más diversos de insectos, después de los coleópteros (300.000 especies) y los dípteros (250.000 especies) (Gullan & Cranston, 2000), con 70 familias y más de 140.000 especies. De estas, 20.000 son mariposas diurnas (Heppner, 1991), por lo que la diversidad de especies de este pequeño grupo de insectos es comparable a la del conjunto de vertebrados (unas 23.000 especies, Wheeler, 1990). Las mariposas diurnas (comprendidas en las superfamilias Papilionoidea y Hesperioidea) fueron seleccionadas para este trabajo por varias causas, principalmente: su distribución geográfica en Europa es bien conocida en términos generales (Kudrna, 2002), es un grupo moderadamente rico en especies en el área de estudio (aproximadamente 230 especies: Tolman & Lewington, 2002; García-Barros *et al.*, 2004) y se cuentan entre los grupos de insectos más populares y mejor conocidos (Luoto *et al.*, 2006; Koh, 2007).

La distribución geográfica de las mariposas se ve afectada por la de sus plantas nutricias (Ehrlich & Raven, 1964; Koh, 2007) debido al carácter estenófago de sus larvas fitófagas. Ninguna especie es completamente generalista sino que todas discriminan entre diferentes especies de plantas en sus hábitats (Singer, 1989). Por tanto, el espectro de plantas nutricias que precisa cada especie, refleja un requerimiento ambiental específico. Además son animales ectotermos y por lo tanto sensibles a la variación en temperatura (Dennis, 1993; Stefanescu *et al.*, 2003) por cuanto respecta a la actividad del adulto y la duración del desarrollo larvario y en consecuencia, son también sensibles al cambio climático.

La diversidad de mariposas varía debido a la profunda alteración del medio causado en su mayor parte por el ser humano, en un plazo de tiempo muy corto a escala geológica (Asher *et al.*, 2001; Pennisi, 2004; Thomas *et al.*, 2004; Koh, 2007; Schmitt & Rákosy, 2007), que afecta negativamente a las especies más sensibles a cambios en su hábitat (Zschokke *et al.*, 2000; Cremene *et al.*, 2005). El calentamiento global viene a sumarse a estas alteraciones (Parmesan, 1996; Bryant *et al.*, 1997; Parmesan *et al.*, 1999; Asher *et al.*, 2001; Kerr, 2001; Hill *et al.*, 2002; Choi, 2004; Luoto *et al.*, 2006; Pounds *et al.*, 2006; Schmitt & Rákosy, 2007), siendo acuciante esta situación en los países mediterráneos, una de las áreas de máxima diversidad (*hotspots*) de la Tierra (Myers, 2000).

Este hecho, junto al carácter estenófago de sus larvas, hace suponer que estos insectos sean buenos indicadores de la calidad de conservación de los ecosistemas (New, 1991; Kremen, 1992; Cleary, 2004; Koh & Sodhi, 2004; Cremene *et al.*, 2005).

La conservación de las mariposas podría ayudar a la conservación de otras especies raras y amenazadas de animales y plantas, y por tanto, la conservación de la biodiversidad (van Swaay & Warren 1999; Fleishman *et al.*, 2000; van Swaay, 2002). Por ello, para proteger el mayor número posible de especies ante la actual crisis de diversidad (Thomas *et al.*, 2004), es deseable poseer cierto conocimiento sobre la biodiversidad para optimizar el diseño de reservas: número de especies, área de distribución concreta que permita optimizar el diseño de reservas en caso necesario, patrones espaciales de estas distribuciones y sus posibles causas o procesos implicados en la generación y mantenimiento de estos patrones, así como una ponderación de la fiabilidad de las distribuciones conocidas, es decir, el esfuerzo de muestreo empleado en la explicación de la distribución. Obtener una regionalización basada en los propios organismos estudiados favorece comprobar la representación que ofrecen las zonas bien estudiadas obtenidas con la aplicación de la medida del esfuerzo de muestreo empleado, así como la red de espacios protegidos, a estas especies.

Se hace por tanto necesario un conocimiento detallado de la distribución geográfica de estos insectos para poder realizar un estudio exhaustivo sobre las causas de las que depende la riqueza de mariposas diurnas en la Península Ibérica. Por patrón de distribución de la riqueza de especies se entiende la existencia de una tendencia geográfica general que concierne al número de especies existentes en un determinado lugar a una escala más o menos grande (Real *et al.*, 1992).

Hasta ahora, en la Península Ibérica, los análisis de las distribuciones se han centrado fundamentalmente en los grupos taxonómicos de los que existen más datos, como son las aves, peces, anfibios, reptiles, mamíferos, plantas vasculares y monocotiledóneas. En el caso de las mariposas diurnas, ha aumentado la producción de atlas corológicos regionales en las últimas décadas (Lantero & Jordana, 1983; Gómez de Aizpúrua, 1987; 1988; García-Villanueva *et al.*, 1997; Blázquez *et al.*, 2003) e incluso Ibéricos (García-Barros *et al.*, 2004). Mucha de la información contenida en las bases de datos usadas para la producción de estos atlas es útil para detectar patrones generales, de potencial interés en estrategias de conservación. Para intentar paliar en lo posible el desconocimiento de la riqueza de especies existente y su distribución, en el caso de los lepidópteros se desarrolló el proyecto ATLAMAR (del que he formado parte como becaria de investigación), que compiló datos corológicos de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e islas Baleares, a partir de los cuales se pudieron realizar revisiones de la distribución de algunas especies (Romo *et al.*, 2003).

En relación con su dependencia nutricional y térmica, parece que algunas variables ambientales influyen en la distribución de las mariposas de manera incluso más importante que la diversidad vegetal o la disponibilidad de sus plantas nutricias (Quinn *et al.*, 1998; Parmesan *et al.*, 1999; Hawkins & Porter, 2003a; Stefanescu *et al.*, 2004), lo que tal vez explique la falta de correlación entre su diversidad de especies y la de la flora vascular (Brown & Opler, 1990). Concretamente en el territorio portugués, los factores que condicionan la distribución de estas especies son predominantemente climáticos. Esto mismo ocurre en general en toda la región paleártica (Thomas, 1989; Dennis, 1993), ya que el gradiente altitudinal también influye proporcionando una mayor diversidad de condiciones climáticas. La mitad Norte de Portugal se caracteriza por presentar un conjunto de especies de mariposas diurnas con menor tolerancia a temperaturas elevadas, siendo además especies de amplia distribución europea que suelen encontrarse en zonas de montaña. La mitad Sur en cambio muestra una asociación con elementos típicamente mediterráneos (García-Pereira, 2003). Mientras que en la Península Ibérica, los trabajos existentes con mariposas basados en unidades de área operativas de gran tamaño, esto es con cuadrículas iguales o mayores de 100 km de lado (Martín & Gurrea, 1990; García-Barros *et al.*, 2002) indican dos patrones básicos de distribución y diversidad de especies: un gradiente de diversidad SO-NE, aumentando el número de especies según disminuye la distancia a los pirineos, y un segundo patrón en el que la diversidad aumenta según la altitud.

En el conjunto de la península, otros grupos de organismos presentan también una mayor riqueza específica asociada a las áreas de montaña (Castro *et al.*, 1996; García-Barros *et al.*, 2002). En el caso de los insectos, este hecho puede reflejar la mayor heterogeneidad ambiental que proporcionan las variaciones de altitud (Gutiérrez, 1997) y un efecto antrópico más atenuado (Lobo *et al.*, 2001). Además, es posible que las preferencias geográficas de los naturalistas estén sesgando los datos, debido a que las montañas han sido áreas tradicionalmente preferidas por los entomólogos a la hora de realizar sus muestreos (García-Barros & Munguira, 1999; Martín & Gurrea, 1999).

Ahora bien, generalmente, los datos conocidos sobre la distribución de las especies están sesgados (Graham *et al.*, 2004), son incompletos y se observan áreas más estudiadas que otras. Las áreas de mayor accesibilidad, diversidad o las más atractivas son las más visitadas y mejor estudiadas (Dennis *et al.*, 1999; Dennis & Thomas, 2000; García-Barros *et al.*, 2000; Kerr *et al.*, 2001; Reddy & Dávalos, 2003; Reutter *et al.*, 2003; Dennis *et al.*, 2006; Richardson *et al.*, 2006). Debido a la escasez de especies de distribución conocida, se hace necesario realizar una estimación del

nivel de prospección del área de estudio para medir la fiabilidad de los inventarios biológicos y facilitar la planificación de futuros muestreos. De aquí surge el interés de valorar el esfuerzo de muestreo efectuado, así como la calidad de los inventarios, a la hora de realizar estudios sobre la distribución de la diversidad (Kerr *et al.*, 2001; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Koh, 2007).

Por último, ante el bajo grado de cobertura y el ritmo lento de realización de estudios faunísticos en el área de estudio (García-Barros & Munguira, 1999; Ramos *et al.*, 2001), incluso con insectos reputados como son las mariposas, y la imposibilidad de efectuar muestreos en la totalidad de áreas de las que no se disponen datos, se propone el uso de modelos predictivos de distribución potencial de las especies, basados en las características ambientales que comparten en las cuadrículas de distribución conocida.

Objetivos de la tesis

En respuesta a los planteamientos expuestos en el apartado anterior, se hace necesario primeramente estimar el grado de conocimiento del esfuerzo de muestreo llevado a cabo en la Península Ibérica, así como la distribución de las diferentes especies de mariposas diurnas. Es conveniente revisar si las cuadrículas bien muestreadas se encuentran repartidas indistintamente por toda la Península Ibérica o si por el contrario se concentran sólo en unas pocas regiones. Para ello se debe elegir previamente, a partir de los datos conocidos, una unidad de esfuerzo fiable y un tamaño de cuadrícula adecuado que permitan disponer de una primera evaluación de la cobertura geográfica de la información, partiendo de los datos disponibles (referidos inicialmente a cuadrículas de 10 km de lado).

Debe comprobarse asimismo la existencia de un posible sesgo ambiental, espacial o geográfico en el esfuerzo de muestreo, que permita identificar las cuadrículas de interés para futuros estudios.

Por otra parte, es también de interés averiguar qué variable explica en mayor medida la riqueza de las mariposas en el área de estudio, teniendo en cuenta factores como la precisión de los datos, el efecto de la acción humana, la estructura espacial y una medida de la fiabilidad de los inventarios.

Además del conocimiento de la distribución de las diferentes especies, es deseable identificar las especies características o exclusivas de distintas regiones ibero-baleares y su capacidad como elementos faunísticos definitorios de dichas regiones.

De forma paralela, es conveniente analizar si la red de espacios protegidos existente actualmente cubre las necesidades de las mariposas ibero-baleares, intentando resaltar aquellas zonas o cuadrículas más indicadas para proteger de una manera más eficiente a estas especies. De este modo se detectarían áreas prioritarias para la conservación por poseer especies relevantes, una gran cantidad de especies o especies que no se encuentran protegidas en ningún otro lugar.

Por último, como alternativa para paliar el déficit de datos faunísticos de calidad, sería provechoso poder predecir con fiabilidad distribuciones potenciales de estas especies. Usando como modelo especies relativamente bien conocidas, los resultados tendrían mayores posibilidades de ser validados, comprobando así la exactitud del método y su posible uso futuro con las restantes especies.

En virtud de los planteamientos expuestos, los objetivos de este trabajo son:

1- señalar cuáles de las cuadrículas en el sistema de proyección UTM (*Universal Transverse Mercator*) de 10 y 50 km de lado se pueden considerar suficientemente estudiadas y cuáles debieran tenerse en consideración en futuros muestreos, y 2- determinar la influencia que ejercen las variables ambientales, espaciales o de uso del suelo, en esta distribución del esfuerzo de muestreo. Los resultados de este trabajo permitirán abordar, de forma fiable, 3- la relación de la distribución de la diversidad de estos organismos en la Península Ibérica con factores ambientales y geográficos, y 4- su interés desde el punto de vista de la gestión y conservación de especies y espacios protegidos.

Del mismo modo, se ha sugerido 5- caracterizar las diversas áreas de la Península Ibérica en función de las especies de mariposas que presentan y proponer una sectorización de áreas basada en estas especies. Por último, a partir de los datos ambientales y del conocimiento actual de la distribución de las especies, se ha propuesto 6- una predicción de las posibles cuadrículas de 10 km de lado en las que se podrían encontrar diversas especies de mariposas de especial interés por su restringida distribución actual, o por tratarse de especies protegidas por alguna figura legal.

Estructura de la tesis

El orden de realización de los capítulos no es cronológicamente igual al de su presentación en esta memoria. Los detalles de publicación de los mismos, en los casos en los que proceda, se especifican al principio de cada capítulo.

En el Capítulo 1 se detalla la estructura de la base de datos utilizada para la realización de este trabajo, así como el método de representación cartográfica empleado.

En el Capítulo 2 se analiza la abundancia de especies y la distribución del esfuerzo de muestreo realizado en la Península Ibérica e Islas Baleares utilizando el sistema de proyección de coordenadas UTM de 10 y 50 km de lado, mediante tres procedimientos, en su caso: criterios mínimos, estimadores indirectos derivados de cuadrículas bien estudiadas y curvas de acumulación.

En el Capítulo 3 se estudian posibles sesgos causados por la acción humana, variables ambientales y espaciales en la distribución del esfuerzo de muestreo, y la magnitud y naturaleza de los sesgos presentes en los trabajos faunísticos realizados en los últimos dos siglos.

En el Capítulo 4 se trata de hallar la relación existente entre diversas variables (ambientales, de uso del suelo, espaciales y relacionadas con el esfuerzo de muestreo) y la distribución de la riqueza de las mariposas diurnas.

En el Capítulo 5 se han realizado sectorizaciones de áreas según las especies de mariposas que comparten ensayando varios métodos (aglomeración, parsimonia, clasificación y ordenación) y se propone una sectorización del área ibero-balear basada en la fauna de estos insectos.

En el Capítulo 6 se ha comprobado el nivel de cobertura que la red actual de espacios protegidos ofrece a las mariposas diurnas ibero-baleares. Se realizó una selección de áreas para calcular el número mínimo de cuadrículas de 10 km de lado que, en conjunto, albergan al menos una población de la totalidad de las especies, y cuáles de ellas quedarían excluidas de la red de espacios protegidos. Empleando además datos de especies consideradas amenazadas, raras o endémicas de la Península Ibérica, se realiza una propuesta preliminar de un determinado número de cuadrículas del área de estudio relevantes para las mariposas ibero-baleares, no incluidas actualmente en la red de espacios protegidos.

Para concluir, en el Capítulo 7 se ha realizado una predicción de áreas de distribución potencial de determinadas especies de mariposas diurnas mediante modelos predictivos basados en variables ambientales y las distribuciones conocidas en cuadrículas de 10 km de lado, con los programas Desktop GARP y DOMAIN.

CAPÍTULO 1.

LA BASE DE DATOS



Base de datos utilizada en:

GARCÍA-BARROS, E., MUNGUIRA, M. L., MARTÍN, J., ROMO, H., GARCIA-PEREIRA, P. & MARAVALHAS, E. S., 2004. *Atlas de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e islas Baleares (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). Atlas of the butterflies of the Iberian Peninsula and Balearic Islands (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea)*. Monografías de la SEA, vol 11. Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza. 228 pp.

Foto: *Melitaea phoebe* (Denis & Schiffermüller, 1775). Tomada por Helena Romo.

Creación y características de la base de datos

Para la realización de esta tesis se han utilizado (salvo que se indique lo contrario) los 290.340 registros de las 226 especies de mariposas diurnas (superfamilias Papilionoidea y Hesperioidea) de la Península Ibérica e islas Baleares, que forman parte de la base de datos del proyecto ATLAMAR (García-Barros *et al.*, 2004). Los datos, entre los que se estima un total mínimo de 416.454 ejemplares, proceden de 1504 fuentes de información (bibliografía, colecciones públicas o privadas, comunicaciones personales de origen fiable y otros) y datan del período comprendido entre 1784-2003. Este material se recoge en el apartado “fuente” de la base de datos, y en una base de datos bibliográfica adicional. Cada registro de la base de datos incluye información referente a la especie capturada o avistada, fecha de captura (día, mes, año), colector, número de ejemplares, sexo, localidad o topónimo, región, altitud, cuadrícula UTM y fuente de información o referencia (Tabla 1), aunque existen registros que no presentan información en alguno de estos campos. Se ha considerado un registro diferente a otro cuando, refiriéndose a una misma especie, se produce una variación en cualquiera de los otros campos de la base de datos.

FAMILIA	TAXONSP	ESPECIE	LOCALIDAD	PROVINCIA	REGION	ALTITUD	CUTM 10	CUTM 50	CUTM 100	DIA	MES	AÑO
SATYRINAE	126	M.JURTINA	OURIQUE	PORTUGAL	PORTUGAL	200	29SNB66	NB3	NB	11	4	1997
PAPILIONIDAE	30	P.MACHAON	SAN LORENZO DE EL ESCORIAL	MADRID	MADRID	1754	30TUK99	UK3	UK	15	7	1970
LYCAENIDAE	175	L.PIRITHOUS	RIERA DE REPJAIX	GERONA	CATALUÑA	150	31TDG62	DG4	DG	31	8	1934
NYMPHALIDAE	90	E.AURINIA	ROMANYA DE LA SELVA	GERONA	CATALUÑA	0	31TDG93	DG4	DG	18	5	1974

MACHOS	HEMBRAS	EJS	COLECTOR	AÑO PUBL	FUENTE	NOTAS
0	0	1	M.F.V. CORLEY	0	CORLEY, INED.	(Tesis P. Garcia-Pereira).
0	0	1	C. GOMEZ DE AIZPURUA	1974	GOMEZ DE AIZPURUA, 1974b	(año capt. estim. = 1970)
0	0	1	M. GENOVART	1997	STEFANESCU & PIBERNAT, 1997	
1	0	1	J.J. PEREZ DE-GREGORIO	0	MNCN	IBERICA, ARM 130, CAJA 42.

Tabla 1. Formato de la base de datos ATLAMAR en la que se basa el trabajo. Se muestran los campos que conforman cada registro: familia, número taxonómico (taxonsp), especie, localidad, provincia, región, altitud, coordenada UTM de 10, 50 y 100 km de lado, fecha de captura (día, mes y año), número de machos, hembras, ejemplares totales recolectados (ejs), colector, año de publicación (añopubl), fuente que registra o suministra el dato y notas diversas. Para otros detalles ver García-Barros *et al.* (2004).

Se editaron algunos campos a fin de adecuarlos para el manejo de los datos. Cuando el año de captura era desconocido, se estimó como la resta entre el año de publicación y la media aritmética de la diferencia existente entre los datos que poseen año de captura y el año en el que realmente se publicaron ($n = 104.095$ datos que poseen año de publicación y año de captura; media aritmética = 6,68 años \approx 7 años). Se consideró la existencia de al menos un ejemplar en el caso en el que el autor no haya dejado constancia del número exacto de individuos observados y/o capturados. En el caso de poseer registros provenientes de un autor, y otra fuente de información bibliográfica diferente hiciera mención a ese mismo dato, se recogió esta última como cita bibliográfica, marcando como cero el número de ejemplares.

Para la nomenclatura de las especies se ha seguido la adoptada en García-Barros *et al.* (2004), que sigue básicamente los nombres propuestos por Vives Moreno (1994). Debido a la enorme cantidad de sinonimias existentes y teniendo en cuenta que se poseen datos que cuentan con bastante antigüedad y que la denominación de las especies ha ido cambiando a lo largo del tiempo, se ha optado por asignar un número taxonómico (Taxonsp en Tabla 1 y Apéndice 1) diferente para cada especie que se ha considerado distinta. El nombre de los autores que describen cada una de las especies se encuentra en el apéndice mencionado, siguiendo el Código Nacional de Nomenclatura Zoológico (Comisión Internacional de Nomenclatura Zoológica, 1999), omitiéndose esta información a lo largo de todo el texto para simplificar su lectura.

Contribución a la elaboración de la base de datos

Se colaboró en el trabajo de captura y edición de datos durante los años 2002-2004, con un aporte a la base de datos de 45.845 registros procedentes de 19 libros y 60 revistas de ámbito lepidopterológico de 215 referencias bibliográficas.

Representación geográfica. Cuadrículas UTM

La unidad de referencia geográfica utilizada en esta memoria ha sido la cuadrícula de 10 x 10 km (original del atlas) y de 50 x 50 km del sistema de proyección de coordenadas UTM (*Universal Transverse Mercator*). La de 100 x 100 km se utilizó con propósito comparativo en un análisis. Las ventajas de la utilización de las coordenadas UTM consisten en que proporcionan unidades teóricamente de igual área en las latitudes comprendidas entre 0° y 80° N y S, y además, su flexibilidad de

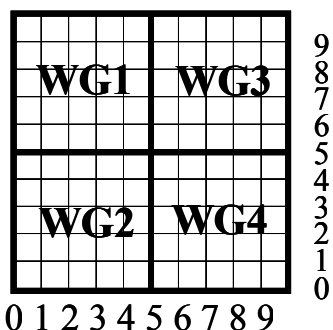
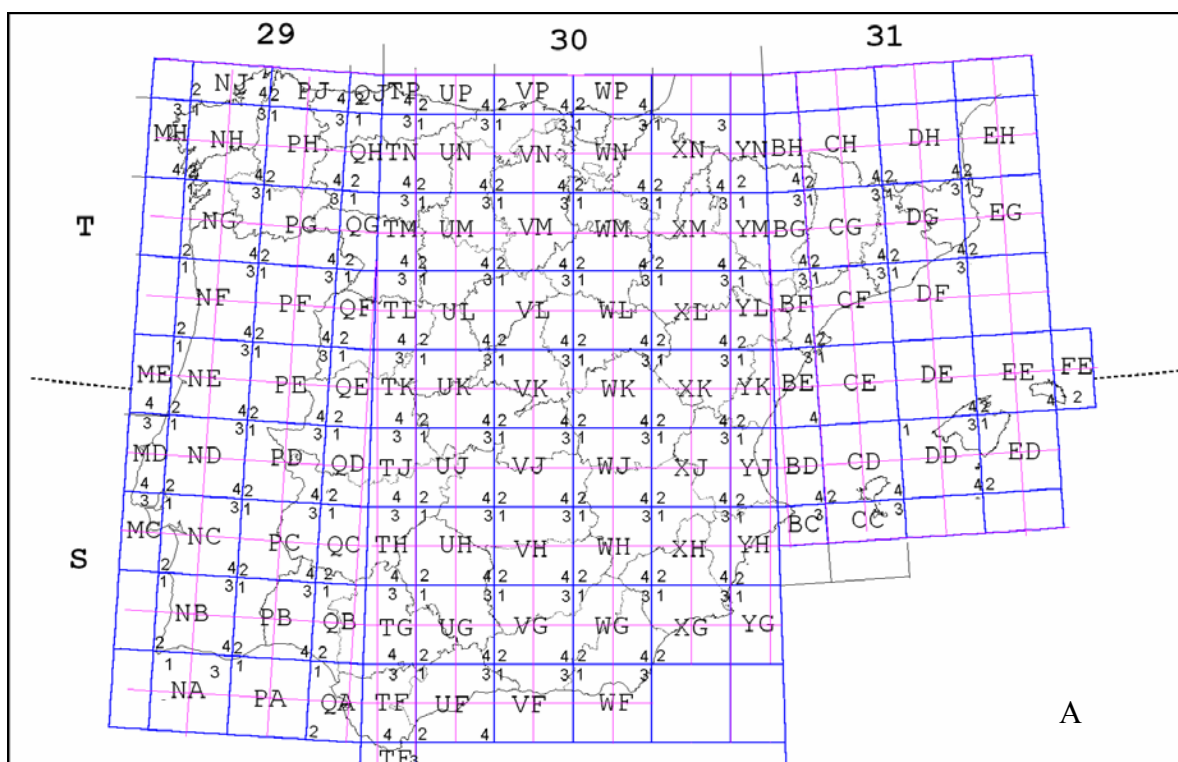
escalas permite transformar los datos a un tamaño de cuadrícula mayor o menor (Palomo & Antúnez, 1992).

El área de estudio (Península Ibérica e Islas Baleares) queda comprendida en las zonas 29S, 29T, 30S, 30T, 31S y 31T. La superficie de cada una de estas unidades se divide en cuadrículas de 100 km de lado, que se denominan por dos letras (Figura 1 A, color azul). Las cuadrículas de 100 km se subdividen a su vez en cuadrículas de 10 km de lado que se numeran del 0 al 9, empezando por la izquierda (Figura 1 B). Se pueden hacer divisiones a otras escalas, como por ejemplo, a 50 km (Figura 1 A, color rosa). Para ello se dividen las cuadrículas de 100 km en cuatro y se nombran anteponiendo la zona, las dos letras de las cuadrículas de 100 km, y por último, un número del 1 al 4 comenzando por la casilla superior izquierda (Figura 1 C), que indica en cual de las 4 divisiones de las casillas de 100 km se encuentra situado el punto (Barrientos, 1988). Se estimó en 6395 el total de cuadrículas de 10 km de lado de las que consta nuestro área de estudio, en 281 para las cuadrículas de 50 km de lado y en 79 para las de 100 km de lado (agrupadas las zonas de compensación para obtener un tamaño de cuadrícula lo más semejante a 100 km de lado). De ellas interesan un total de 4114 cuadrículas UTM de 10 x 10 km, 277 UTM de 50 x 50 km y 78 UTM de 100 x 100 km, de las que se disponen datos (García-Barros *et al.*, 2004).

Para la realización de los mapas con cuadrículas de 10 km de lado, se geocodificaron los datos utilizando el programa MapInfo (1994). En el caso de las de 50 km de lado, las zonas de compensación fueron tratadas como parte de las cuadrículas adyacentes a ellas. Para situar las localidades en citas en las que no se facilitaban las coordenadas UTM se utilizaron los mapas del Servicio Geográfico del Ejército de la cartografía militar a escala 1:200.000 y el programa de cartografía informático Carta Digital versión 2.0 (Servicio Geográfico del Ejército, 2000).

Aplicaciones de la base de datos

Los análisis efectuados con esta base de datos han permitido demostrar que el conocimiento faunístico de las mariposas ibéricas, al menos a una escala de cierto detalle (cuadrículas de 10 x 10 km), es deficitario en algunas regiones (Figura 2). Existen amplias zonas, como por ejemplo Castilla-La Mancha, la franja norte andaluza, Castilla y León, Galicia y zonas de Levante, carentes de datos por completo.



B



C

Figura 1 A) Modelo de designación y representación de las cuadrículas UTM de 10, 50 y 100 km de lado consideradas para los análisis. Es una representación idealizada ya que se consideran todas las cuadrículas con el mismo tamaño de área, no teniendo en cuenta las denominadas zonas de compensación en las que las cuadrículas comprendidas a ambos lados de los límites de los husos no son cuadradas sino trapezoidales (Palomo & Antúnez, 1992). Existen cuatro cuadrículas de 50 km de lado de las que no se posee ningún registro en la base de datos: CC3, CE1, DD1 y ED2. B) Modo de designación de las cuadrículas UTM de 10 km de lado. C) Modo de designación de las cuadrículas UTM de 50 km de lado.

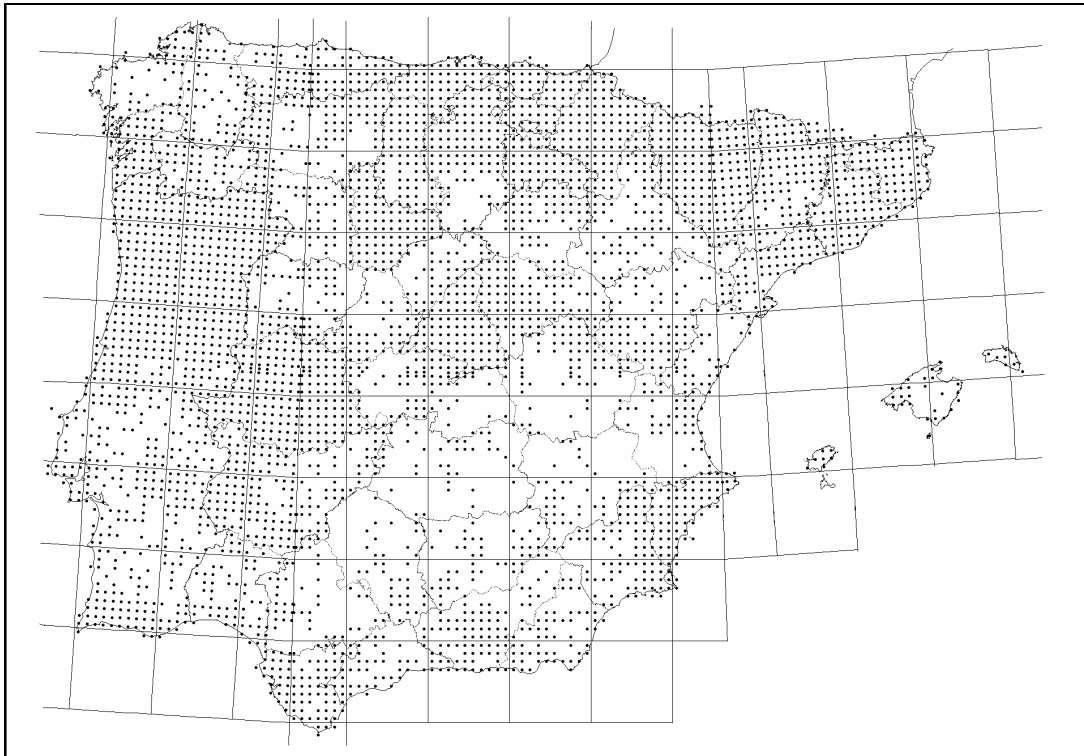


Figura 2. Representación de todas las cuadrículas de 10 km de lado de la Península Ibérica y Baleares que presentan datos, recopilados en la base ATLAMAR. Aproximadamente un 35,7% de las cuadrículas ibero-baleares carecen por completo de datos de mariposas diurnas publicados.

CAPÍTULO 2.

ESFUERZO DE MUESTREO EN LAS MARIPOSAS IBERO-BALEARES



Publicado en:

ROMO, H., 2005. Faunística de mariposas en la Península Ibérica e Islas Baleares: Análisis de la distribución del esfuerzo de muestreo (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea). Premios de Entomología. Tercera edición. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **29**(3-4): 75-98.

ROMO, H. & GARCÍA-BARROS, E., 2005. Distribución e intensidad de los estudios faunísticos sobre mariposas diurnas en la Península Ibérica e islas Baleares (Lepidoptera, Papilionoidea y Hesperioidea). *Graellsia*, **61**(1): 37-50.

Foto: *Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758). Tomada por Helena Romo.

INTRODUCCIÓN

Las áreas Mediterráneas constituyen uno de los puntos de mayor diversidad biológica en el mundo (Myers *et al.*, 2000) pero, paradójicamente, esta es la zona de Europa donde el conocimiento sobre la distribución de las especies es menor (Balletto & Casale, 1991), especialmente por lo que se refiere a los invertebrados, que suponen más del 95% de la diversidad animal (Ramos *et al.*, 2002).

Para poder determinar con criterios objetivos el interés conservacionista de especies y áreas geográficas, es necesario un conocimiento detallado de la distribución espacial de los organismos. Para ello actualmente se dispone de modernas herramientas como sistemas de bases de datos, sistemas de información geográfica (SIG), ordenadores, etc. Si se consiguen estimar los parámetros que definen la diversidad de un grupo, como son entre otros la riqueza (número de especies), la rareza o la endemidad, en las unidades geográficas que se consideran bien muestreadas, los resultados podrían extrapolarse al resto del área de estudio. La riqueza de especies es un atributo clave de la biodiversidad (Gaston & Spicer, 2004), y maximizar la riqueza de especies en un área suele ser un objetivo, ya sea explícito o implícito en los estudios de conservación (May, 1988).

La Península Ibérica cuenta con una gran heterogeneidad de hábitats estables idóneos para el asentamiento de diversas especies, y ocupa el tercer puesto en Europa en cuanto a riqueza de especies de mariposas se refiere, precedida de Italia y Francia (Kudrna, 2002), lo que le convierte en uno de los centros de diversidad de elevada importancia a la hora de realizar este tipo de estudios.

Pero a pesar de la riqueza en especies de mariposas del territorio español (Munguira, 1995) y de los primeros intentos de cartografiarla (Munguira *et al.*, 1991), el número de especies de distribución conocida con precisión es escaso hasta la fecha, en consecuencia, es difícil actualmente decidir con cierto nivel de confianza qué zonas han sido adecuadamente prospectadas y cuáles no, algo trascendental a la hora de abordar un estudio serio sobre la distribución de la diversidad de especies de mariposas y sus causas. Esta estimación es importante, pues permite medir la fiabilidad de los inventarios biológicos, facilitando la planificación de futuros muestreos, así como calcular el grado de esfuerzo necesario para obtener un conocimiento lo más cercano a la realidad de la fauna que alberga esa cuadrícula (referencias en Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). Hay antecedentes recientes de este tipo de estimación referidos a mariposas ibéricas, pero basados en un escaso volumen de registros y un número limitado de especies

representativas (García-Barros & Munguira, 1999; García-Barros *et al.*, 2000), o bien tratando solo parte del territorio (por ejemplo García-Pereira, 2003; Hortal *et al.*, 2004).

Hay varios métodos para comparar la densidad de esfuerzo en unidades geográficas de superficie homogénea. Se podría considerar en primer lugar los métodos apoyados en la capacidad de predicción de variables ambientales o fisiográficas, o en los patrones espaciales de distribución de los organismos a mayor escala, que permitirían detectar las áreas con número de especies inesperadamente bajos (Dennis *et al.*, 2002; Dennis & Shreeve, 2003).

En segundo lugar se encuentran los diversos métodos basados en la diversidad ecológica, estructura de las comunidades o probabilidades de captura. Entre estos encontramos las curvas de rarefacción, los estimadores no paramétricos, y las curvas de acumulación o de colecta (Gotelli & Colwell, 2001; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Soberón & Llorente, 1993).

Las curvas de rarefacción estandarizan la riqueza de las muestras a un nivel similar de esfuerzo, que corresponde con el del lugar menos muestreado (Moreno, 2001). Se basa en el cálculo del número de especies esperadas suponiendo que todas las muestras tienen el mismo número de individuos (Gotelli & Colwell, 2001) y por lo tanto es un método muy sensible a muestreos incompletos.

Si se supone que el esfuerzo de muestreo dedicado a una zona es máximo, otra manera de estimar el número de especies existentes en una localidad son los estimadores no paramétricos. Estos utilizan el número de especies raras que presentan solamente uno o dos individuos en la muestra (“singletons” y “doubletons” respectivamente) y de las que aparecen en una o dos muestras sin tener en cuenta el número de individuos que presentan cada una de ellas (“uniques” y “duplicates”) (Gotelli & Colwell, 2001; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Colwell & Coddington, 1994). En estos casos la probabilidad de capturar una especie debe mantenerse constante a lo largo de todo el muestreo, con lo que no es fácilmente aplicable a situaciones en las que se colectan insectos en diversas épocas o por diferentes personas.

De acuerdo con diversos autores (Soberón & Llorente, 1993; Hortal & Lobo, 2002; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003), la aproximación más eficaz para valorar la calidad de los inventarios se obtiene de las curvas de colecta o curvas de acumulación de especies, que relacionan el esfuerzo de muestreo con el número de especies encontrado. Éstas proporcionan fiabilidad a los inventarios biológicos de una zona particular, permitiendo la comparación con otras zonas; facilitan una mejor planificación de los sucesivos muestreos, gracias a que nos permiten conocer cuáles son las áreas mejor estudiadas y cuál es el grado de esfuerzo que habría que llevar a

cabo en una cuadrícula poco trabajada para llegar a un conocimiento óptimo de su fauna; y por último, mediante extrapolación del número de especies observado, permiten llegar a estimar cuál sería el número de especies que estarían presentes en una determinada zona (Soberón & Llorente, 1993; Colwell & Coddington, 1994), objetivos que no se alcanzan de modo fiable mediante las curvas de rarefacción (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Gotelli & Colwell, 2001). Esta función de acumulación tiene además otras ventajas, como que se ajusta mejor cuando la fuente de datos es heterogénea o data de largos períodos de tiempo (Soberón & Llorente, 1993; Soberón *et al.*, 2000), no requiere que la recolección de las especies haya sido constante en el tiempo (Burnham & Overton, 1979), y no presenta una fuerte dependencia del número de especies raras o de patrones de distribución agrupados (Petersen & Meier, 2003; Petersen *et al.*, 2003). El cálculo es relativamente rápido para un número limitado de unidades de terreno, por ejemplo las cuadrículas UTM ibéricas de 50 ó 100 km de lado. Ahora bien, para un número elevado de unidades de área (varios miles, como es el caso de las cuadrículas de 10 km de lado del área de estudio), el cálculo de curvas de acumulación es largo y tedioso. Por este motivo, y dado que la información faunística sobre mariposas ibéricas se incrementa de modo más o menos regular en la actualidad, es tentador comprobar hasta qué punto algún cálculo estadístico sencillo derivado directamente de la información asociada a los registros pudiera arrojar estimas de saturación comparables a las de una curva de acumulación.

Por tanto, finalmente en tercer lugar, existe la probabilidad de estimar el esfuerzo de muestreo desarrollado, de modo directo, cuando los autores de trabajos faunísticos publicaron los datos pertinentes, o de modo indirecto, si existe alguna correlación entre el esfuerzo y otras variables relacionadas (como el número de registros o individuos, de colectores, fechas de muestreo, publicaciones, etc., registrados en una cuadrícula). Esta aproximación no cuenta con un fundamento teórico particular (García-Barros *et al.*, 2000; Garcia-Pereira, 2003), sino que depende de la clase de información disponible y de su distribución en una colección de datos concreta. Pero cuenta con la ventaja de la inmediatez de los resultados, especialmente si puede calibrarse por comparación con otros métodos.

Dependiendo de las características de la información faunística acumulada en una base de datos concreta, podría dudarse de que los registros como tales representen mejor medida de esfuerzo (como defienden Lobo & Martín-Piera, 2002; Hortal & Lobo, 2002) que, por ejemplo, el número de ejemplares. Por ello se creyó conveniente comprobar, en primer lugar, hasta qué punto el número de registros de la base de datos empleada representa la mejor medida del esfuerzo de muestreo.

En consecuencia, este estudio se diseñó para cubrir los siguientes objetivos: 1) Comprobar si el número de registros es la mejor unidad para medir el esfuerzo de muestreo, comparando su correlación y la de otras variables relacionadas (número de individuos, de fechas de muestreo, de publicaciones, o de colectores) con el número de especies censadas de cada cuadrícula. 2) Mediante curvas de acumulación, evaluar la cobertura de los datos faunísticos en las cuadrículas de 50 km de lado de la Península e Islas Baleares. 3) Medir la cobertura de los datos mediante dos procedimientos diferentes a las curvas de acumulación a dos escalas: cuadrículas de 10 x 10 km y de 50 x 50 km. Estos procedimientos comprenden a) criterios mínimos apoyados en pautas que sugieren que son cuadrículas fiables, y b) estimadores indirectos derivados de una muestra de 25 cuadrículas UTM diferentes de 10 km de lado bien muestreadas. Como consecuencia, es finalmente posible: 4) comparar los resultados de distintos métodos, 5) disponer de una primera evaluación de la cobertura geográfica de la información, en la escala de 10 x 10 km, constatando las áreas se encuentran mejor estudiadas y que consecuentemente servirán de base para la extrapolación en futuros estudios, y aquellas que presenten una escasez de fauna lepidopterológica, y 6) analizar el patrón aparente de densidad de esfuerzo en relación con la diversidad registrada. Además, estos análisis servirán para llevar a cabo una evaluación de la idoneidad de la red de espacios protegidos y sus posibilidades de complementación (Capítulo 6).

MATERIAL Y MÉTODOS

Materiales utilizados

Para el tratamiento de los datos (Capítulo 1) se han utilizado los programas informáticos: STATISTICA versión 6 (StatSoft, 2004), EstimateS versión 5.0.1 y 6.0b1 (Colwell, 1997 y 2000), SPSS 12.0.1 (2003) y MapInfo 3.0.2 (1994).

Estudio de la calidad de los inventarios

Para llevar a cabo el estudio de la calidad de los inventarios se aplicaron varios procedimientos: 1) Estimadores indirectos, 2) Criterios mínimos, 3) Curvas de acumulación.

1. Estimadores indirectos, cuadrículas de referencia y elección de la unidad de esfuerzo de muestreo

Una buena unidad de esfuerzo será aquella que resulte ser más directamente proporcional al número de especies de mariposas encontradas. De esta manera, el número de colectores sería una buena medida del esfuerzo de muestreo, si en todos los casos se diera que, según aumenta el número de colectores, aumenta el número de especies capturadas. Obviamente llega un momento en el que esta relación no puede crecer más, ya que independientemente del número de colectores que visiten la zona, si no quedan nuevas especies, la curva se estabilizará. El mismo razonamiento se puede aplicar por tanto a las demás variables. De este modo cabe esperar, que una buena unidad de esfuerzo sea una variable (o combinación de variables) lo más homogénea posible, que se pueda aplicar a toda la información y además sea un buen sustituto de la medida real del esfuerzo de muestreo (Hortal & Lobo, 2002).

La base de datos contiene información heterogénea procedente de diversos orígenes a lo largo de un dilatado período de tiempo, con lo que se hace difícil escoger una buena unidad de esfuerzo. Abundan los datos bibliográficos con presencia de campos incompletos, lo que introduce un factor de desviación en favor de aquellas variables que presentan sus campos completos en la mayoría de registros. El esfuerzo de muestreo se ha medido en diferentes trabajos como variadas combinaciones de tiempo (horas de muestreo), número de investigadores o de trampas, superficie prospectada, número de individuos colectados, etc. (Palmer, 1990; Soberón & Llorente, 1993; Dennis *et al.*, 1999; Hortal *et al.*, 2004). El número de registros de una base de datos se ha usado cuando la información es heterogénea (datos bibliográficos, de campo, de colecciones históricas), por ejemplo con datos de coleópteros coprófagos de la Península Ibérica (Hortal & Lobo, 2002; Lobo & Martín-Piera, 2002; Martín-Piera & Lobo, 2003). Dado que este es el caso más parecido al de los datos analizados en este trabajo, se comprobó en primer lugar la justificación de usar el número de registros como unidad básica de esfuerzo. Para ello, previamente se estableció qué variable (o combinación de variables) era más directamente proporcional a la progresiva acumulación de especies, para luego aplicarla de manera inversa para estimar el esfuerzo efectuado en cada zona.

Se realizó una selección intuitiva de 25 cuadrículas UTM de 10 x 10 km situadas en diferentes puntos de la Península Ibérica (ver Figura 1) presumiblemente bien conocidas.

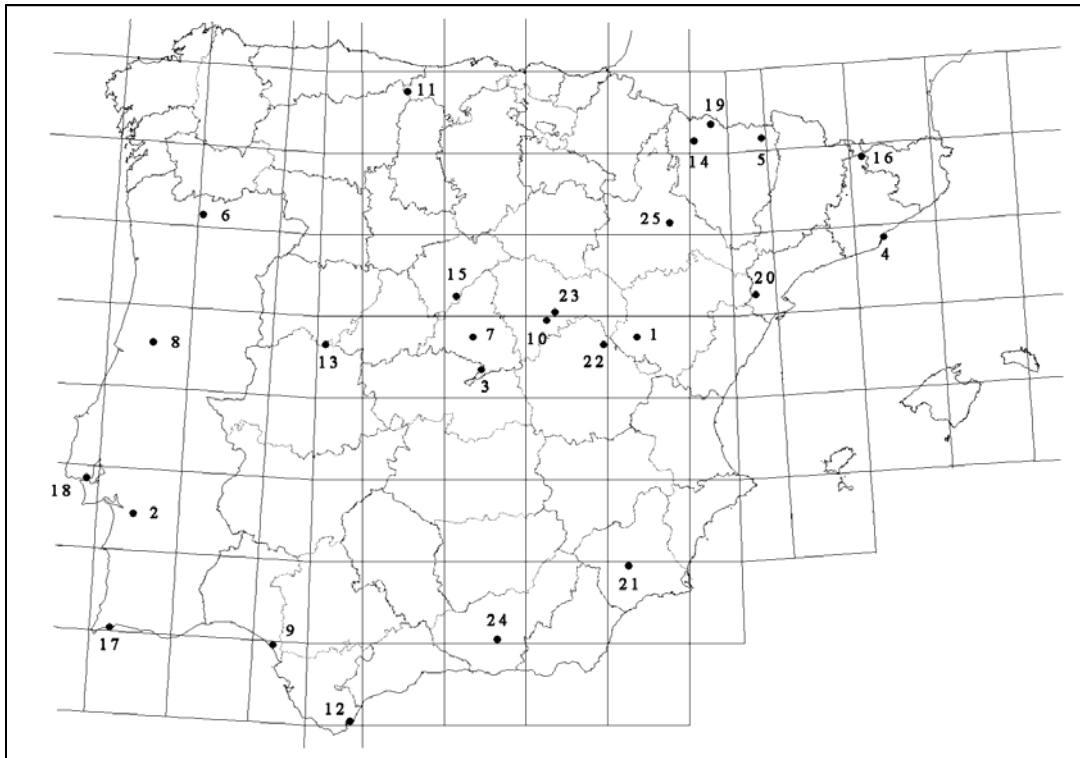


Figura 1. Localización de las 25 cuadrículas seleccionadas como mejor muestreadas en la Península Ibérica. Se han numerado las cuadrículas para una más fácil localización de las UTM en el mapa. Los números representados en esta figura se corresponden con los citados en la Tabla 1.

La selección de estas 25 cuadrículas se basa en que incluyen localidades clásicas en los muestreos lepidopterológicos, se encuentran repartidas por diversas zonas de la Península Ibérica y se llevan prospectando desde hace bastante tiempo o han sido objeto de estudios intensivos debidamente documentados, por lo que se puede presumir que sus inventarios son, como promedio, completos y fiables. En caso de duda entre varias cuadrículas candidatas a la elección, se seleccionó la que posea un mayor número de registros. Para compensar el sesgo introducido por algunas cuadrículas que se han prospectado durante un largo periodo de tiempo, se eligieron además otras que cuentan con una importante intensidad de estudio concentrada en pocas décadas (Tabla 1).

Se analizó primeramente la correlación entre los valores acumulados de nueve variables para un porcentaje determinado de especies. Cada variable se correspondía con un porcentaje creciente de riqueza en cada cuadrícula. Estas variables (que representan también a los denominados estimadores indirectos) son: 1- el número de

ejemplares; 2- el número de localidades (considerándose en todos los análisis como un número de puntos de muestreo independientes y con diferentes topónimos dentro de cada cuadrícula); 3- el número de fechas de muestreo (meses); 4- el número de colectores; 5- el número de fuentes (publicaciones donde han sido citados los datos); 6- el número de años; 7- el número de registros; 8- el número de combinaciones diferentes de fecha de captura, colector y localidad; y 9- el período (período de tiempo comprendido entre el primer y último año de datos de captura).

La lista de datos de estas cuadrículas (con un total 21.093 registros y todas las variables a considerar: número de especies y los estimadores indirectos) se aleatorizaron 5 veces, para que el orden de entrada de los datos no afectase al resultado obtenido. Se calculó en cada submuestra el valor acumulado de una serie de variables (estimadores indirectos descritos anteriormente) para porcentajes acumulados de especies (sobre el total citado de cada cuadrícula) del 20%, 40%, 60%, 80% y 100%. Los totales acumulados de las cinco submuestras de cada estimador para cada porcentaje acumulado de especies se promediaron, y el valor se transformó logarítmicamente (logaritmo decimal). En otras palabras, se estimó el número de colectores, fechas, localidades, etc., que serían necesarios para registrar los diferentes porcentajes de especies de cada cuadrícula.

Mediante un análisis de regresión múltiple por etapas hacia delante (*forward stepwise*) con el programa informático SPSS (SPSS, 2003), se calculó la contribución de cada una de estas variables al porcentaje de especies acumulado (tomado como variable dependiente).

En un paso posterior, se empleó esta función para predecir el porcentaje de especies acumulado en el resto de cuadrículas de 10 km de lado, y así determinar qué cantidad de esfuerzo sería necesario realizar para poder considerar a éstas como bien muestreadas.

Número	Coordenada UTM	Localidad principal	Provincia	Nº de Registros	Nº de especies	Nº de ejemplares	Nº de colectores	Nº de años	Nº de publicaciones
1	30TXK37	Albarracín	Teruel	2492	138	4354	79	61	94
2	29SNC44	Alcacer do Sal	Portugal	158	46	172	11	12	11
3	30TVK43	Aranjuez	Madrid	849	73	1259	35	49	40
4	31TDF38	Barcelona	Barcelona	612	99	569	50	53	60
5	31TBH91	Benasque (pueblo)	Huesca	579	127	599	24	34	37
6	29TPG01	Boticas	Portugal	299	80	299	4	16	6
7	30TVK37	Casa de Campo	Madrid	2983	88	9524	70	55	56
8	29TNE55	Coimbra	Portugal	198	48	198	12	14	10
9	29SQA29	Doñana (Palacio)	Huelva	55	38	54	5	5	6
10	30TWK29	Durón	Guadalajara	1359	97	2911	6	24	16
11	30TUN57	Fuente De	Cantabria	1064	132	1252	40	47	50
12	30STF80	Gibraltar	Cádiz	682	75	926	37	29	49
13	30TTK56	Hervás	Cáceres	797	99	949	27	33	25
14	30TYN01	Jaca	Huesca	1134	123	1242	29	40	42
15	30TVL12	La Granja	Segovia	1310	112	2640	45	40	50
16	31TDG18	La Molina	Gerona	438	99	570	67	50	71
17	29SNB20	Lagos	Algarve	240	41	252	12	12	13
18	29SMC88	Lisboa	Portugal	626	64	1912	33	49	25
19	30TYN23	Panticosa	Huesca	1431	132	1546	29	30	38
20	31TBF72	Puertos de Tortosa	Tarragona	517	87	685	19	30	34
21	30SXG29	Sierra Espuña	Murcia	637	102	917	28	31	35
22	30TWK96	Tragacete	Cuenca	1076	127	4841	23	19	37
23	30TWL30	Trillo	Guadalajara	604	110	692	10	19	20
24	30SVG60	Veleta	Granada	765	110	1522	58	46	66
25	30TXM71	Zaragoza (Capital)	Zaragoza	189	60	199	9	28	13

Tabla 1. Se muestran las 25 cuadrículas UTM seleccionadas como bien estudiadas, el número de registros que corresponden a cada una de ellas, el número de especies y ejemplares que poseen, el número de colectores diferentes, el número de años de los que se posee citas y el número de publicaciones en que se mencionan (ver Figura 1).

2. Criterios mínimos propuestos

La idea es establecer un criterio de mínimos, es decir, separar las cuadrículas que podrían contener datos válidos de las que, según un lepidopterólogo poco exigente, no cumplirían el mínimo de requisitos razonables. Se diseñaron para ello unos criterios mínimos basados en los valores totales para cada cuadrícula de ciertas variables de la base de datos ATLAMAR, que en general caracterizarían una cuadrícula "razonablemente conocida". Las variables usadas fueron: número de especies, de fechas de captura (como número de meses) y de colectores, para estimar

las cuadrículas que parecen estar mínimamente estudiadas. Se establecieron tres combinaciones de criterios, siguiendo una gradación de menor a mayor exigencia, como sigue:

a) Cuadrículas de 10 x 10 km:

Categoría I:

- Con muestreos de la cuadrícula en tres o más meses comprendidos entre abril y agosto, ya que son los meses del año en los que es más probable encontrar mariposas.

- Que haya un mínimo de quince especies diferentes por cuadrícula.

- Con una representación de al menos diez especies diferentes entre una lista de las treinta y cinco especies de mariposas diurnas más extendidas en el área de estudio (Tabla 2).

- Que al menos hayan sido visitadas por dos colectores diferentes, para evitar el sesgo que produciría un único colector que estuviese simplemente interesado en algunas especies concretas de mariposas.

Es el conjunto de criterios menos restrictivo; es muy improbable que cualquier cuadrícula que no cumpla estos mínimos pueda haber sido prospectada en profundidad.

Especie	Nº CUTM	Especie	Nº CUTM
<i>Pieris rapae</i>	2442	<i>Pyronia tithonus</i>	1210
<i>Colias crocea</i>	2253	<i>Pyronia cecilia</i>	1198
<i>Maniola jurtina</i>	1926	<i>Gonepteryx cleopatra</i>	1182
<i>Pieris brassicae</i>	1811	<i>Lampides boeticus</i>	1160
<i>Polyommatus icarus</i>	1810	<i>Hipparchia statilinus</i>	1129
<i>Lasiommata megera</i>	1753	<i>Melanargia lachesis</i>	1127
<i>Iphiclides podalirius</i>	1682	<i>Zerynthia rumina</i>	1121
<i>Pararge aegeria</i>	1674	<i>Celastrina argiolus</i>	1092
<i>Coenonympha pamphilus</i>	1638	<i>Gonepteryx rhamni</i>	1079
<i>Vanessa cardui</i>	1623	<i>Callophrys rubi</i>	1076
<i>Pontia daplidice</i>	1598	<i>Issoria lathonia</i>	1068
<i>Lycaena phlaeas</i>	1526	<i>Melitaea phoebe</i>	1065
<i>Papilio machaon</i>	1519	<i>Thymelicus sylvestris</i>	1061
<i>Euchloe crameri</i>	1353	<i>Pieris napi</i>	1048
<i>Aricia cramera</i>	1279	<i>Pyronia bathseba</i>	1046
<i>Vanessa atalanta</i>	1261	<i>Thymelicus acteon</i>	1042
<i>Leptotes pirithous</i>	1252	<i>Brintesia circe</i>	1013
<i>Leptidea sinapis</i>	1214		

Tabla 2. Lista de las 35 especies más ubicuas ordenadas de mayor a menor, según el número de cuadrículas UTM de 10 km de lado diferentes en las que se encuentra cada una de estas especies.

Categoría II:

Si se pretende ser un poco más restrictivo en la elección de criterios, se puede buscar:

- Evidencias de muestreo en cuatro o más meses diferentes comprendidos entre marzo y septiembre. De este modo se reduce el sesgo que produce que unas cuadrículas se encuentren más al norte de la Península, donde los animales surgen más tardíamente, y otras se encuentren al sur, donde las condiciones climáticas favorecen su aparición mucho antes.

- Que se hayan citado al menos veinte especies diferentes por cuadrícula.

- Un mínimo de diecisiete especies diferentes dentro de la lista confeccionada como especies más ubicuas (Tabla 2).

- Que hayan sido visitadas por tres o más colectores.

b) Cuadrículas de 50 x 50 km:

Se probaron igualmente dos conjuntos de criterios, adaptados a estas cuadrículas, con dos niveles de exigencia, pero la diferencia entre ambos resultados fue tan escasa (resultados no presentados) que se optó por mantener únicamente el conjunto de condiciones correspondiente a la menos exigente de las dos.

Categoría III:

- Existen datos fechados de tres o más meses diferentes comprendidos entre abril y agosto.

- Se han encontrado un mínimo de veinte especies diferentes por cuadrícula.

- Están representadas un mínimo de diez especies diferentes de las consideradas más ubicuas (Tabla 2).

- Hay constancia de la visita de más de dos colectores diferentes.

En definitiva, estos criterios mínimos propuestos proporcionan una estimación, no de lo bien muestreadas que se encuentran las cuadrículas, si no de qué cuadrículas no se pueden considerar bien muestreadas por no superar estos mínimos.

3. Curvas de acumulación

Dado un área delimitada de trabajo, el número de especies que habitan en ella es *a priori* una incógnita, lo que dificulta conocer si los datos disponibles de ese área están indicando que se encuentra bien o mal muestreada. No se trata tanto de conocer qué especies existen, sino el número de especies diferentes que se deberían encontrar si el esfuerzo de muestreo fuera suficientemente grande. Se puede estudiar la progresión de adición de nuevas especies según va aumentando el esfuerzo de

muestreo para prever cuántas especies faltan por encontrar. La gráfica que relaciona el esfuerzo de muestreo con el número de especies encontradas recibe el nombre de curva de acumulación. En consecuencia con los resultados descritos más adelante (“Elección de la unidad de esfuerzo de muestreo”), se empleó el número de registros como unidad de esfuerzo, y se utilizó la ecuación de Clench para ajustar los datos a esta función, ya que es la más utilizada en trabajos de este tipo y ha demostrado adaptarse bien en la mayoría de situaciones y con diferentes taxones (Soberón & Llorente, 1993; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Hortal & Lobo, 2002; Lobo & Martín-Piera, 2002).

La ecuación de Clench tiene la forma:

$$S_n = (a*n)/(1+(b*n))$$

donde S_n es el número de especies, a es la tasa de incremento de nuevas especies al principio del muestreo, b es un parámetro relacionado con la forma de la curva y n es el esfuerzo de muestreo. La ecuación de Clench por tanto, describe la curva de acumulación. Esta ecuación se utiliza preferentemente en zonas de área extensa y para aquellos lugares en los que cuanto más tiempo se dedique al muestreo de la zona, mayor será la probabilidad de añadir nuevas especies al inventario (Soberón & Llorente, 1993).

La forma de una curva de acumulación puede variar en función del orden de entrada de los datos, o las especies al inventario (en este caso en forma de ceros y unos para cada cuadrícula teniendo en cuenta el número de especies y registros observados en cada una de ellas). Para reducir este sesgo, se hace necesario aleatorizar la entrada de datos, lo que se consiguió mediante el programa estadístico EstimateS (Colwell, 1997 y 2000) aleatorizando 100 veces el orden de entrada. De este modo, se obtiene el número de muestras y el número de especies promedio acumuladas, que servirán, mediante estimación no lineal usando la ecuación de Clench, para obtener las curvas de acumulación. Los parámetros de la función (a y b) se ajustaron a los datos aleatorizados de cada curva mediante estimación no lineal utilizando el método de Simplex & Quasi-Newton (StatSoft, 2004). Este método se basa en la primera y segunda derivada de una función (“*loss function*”) que describe el error en el ajuste del modelo a los datos observados minimizándola. Si se analiza la forma de la gráfica, se observa que para bajos esfuerzos de muestreo se encuentran especies rápidamente, pero a medida que se va completando el inventario de especies, hay que dedicar más esfuerzo de muestreo para encontrar una especie que no se ha encontrado antes. La pendiente de la curva de acumulación en cada punto

determina la tasa de acumulación de especies a ese nivel de muestreo determinado, y se calcula mediante la primera derivada de la función ajustada.

$$\text{Pendiente} = a / (1+bn)^2$$

Según aumenta el nivel de esfuerzo de muestreo, decrece la pendiente de la curva, aproximándose a cero a medida que el inventario se acerca a la completitud. El valor de la asíntota horizontal de la curva expresa el número de especies que se encontrarían con un esfuerzo de muestreo infinitamente grande, eso es, el total del número de especies que se predice que existen en el área estudiada. Este valor se calcula igualando a cero la primera derivada, para lo que se obtiene que el total de especies es a/b y se emplea como sustituto del número de especies observadas de una forma más realista.

Para determinar si un inventario es suficientemente exhaustivo, se escogió un valor arbitrario de pendiente como punto de corte, un porcentaje estimado de fauna inventariada respecto al total de fauna del 70% o mayor (porcentaje de especies observadas sobre el número total de especies estimado por la asíntota: completitud, Soberón *et al.*, 2000), que en la práctica parece ser razonable para muestras entomológicas (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Hortal & Lobo, datos no publicados).

Abundancia de especies por cuadrícula

Se analizó el número de especies diferentes presentes en cada cuadrícula UTM de 50 km de lado.

Abundancia de especies por cuadrícula según el esfuerzo de muestreo efectuado

Si se compara del mismo modo el número de especies por cuadrícula teniendo en cuenta el nivel de esfuerzo efectuado, se podrá constatar qué zonas presentan una desigualdad apreciable entre el número de especies encontradas y la cantidad de esfuerzo invertido en su prospección. Con este propósito, se calculó una regresión lineal tomando como variable dependiente el porcentaje de fauna inventariada y eliminando del análisis aquellas cuadrículas que presentaban menos del 85% de superficie terrestre, considerando un total de 252 cuadrículas UTM de 50 km de lado.

RESULTADOS

Elección de la unidad de esfuerzo de muestreo

Tomando los datos de la muestra de cuadrículas designadas como “bien conocidas”, se representó la variable dependiente “porcentaje de especies” en el eje X frente al resto de variables potencialmente representativas del esfuerzo de muestreo (Figura 2, A - D). Se observó que las variables que más se aproximaban a una recta, previa transformación logarítmica, eran generalmente la variable localidad, número de registros, año, colector, fuente, número de ejemplares y la combinación fecha-colector-localidad, mientras que las variables mes y período se ajustaban peor a una regresión lineal, con algunas excepciones. Por ejemplo, en el caso de la variable mes, el número de meses es pequeño y limitado, y en un mes se puede coleccionar un elevado número de especies, pero el siguiente no añade mucha más información.

El número de registros resultó ser la variable individual mejor correlacionada con el número acumulado de especies ($R^2 = 0,887$, Ver Tabla 3). En consecuencia, esta variable (de cálculo inmediato) se empleó como medida del esfuerzo de muestreo en los siguientes apartados del estudio. En la Tabla 3 se muestra la correlación bivariada entre los diferentes pares de variables.

Las variables obtenidas en la regresión múltiple por etapas hacia delante que mejor explicaban la varianza fueron el número de registros, y las variables combinación fecha-colector-localidad, período, fuente, mes, nº de ejemplares y número de localidades, en un total de 7 pasos. En la Tabla 4 se presentan los datos más relevantes que se obtuvieron en este análisis.

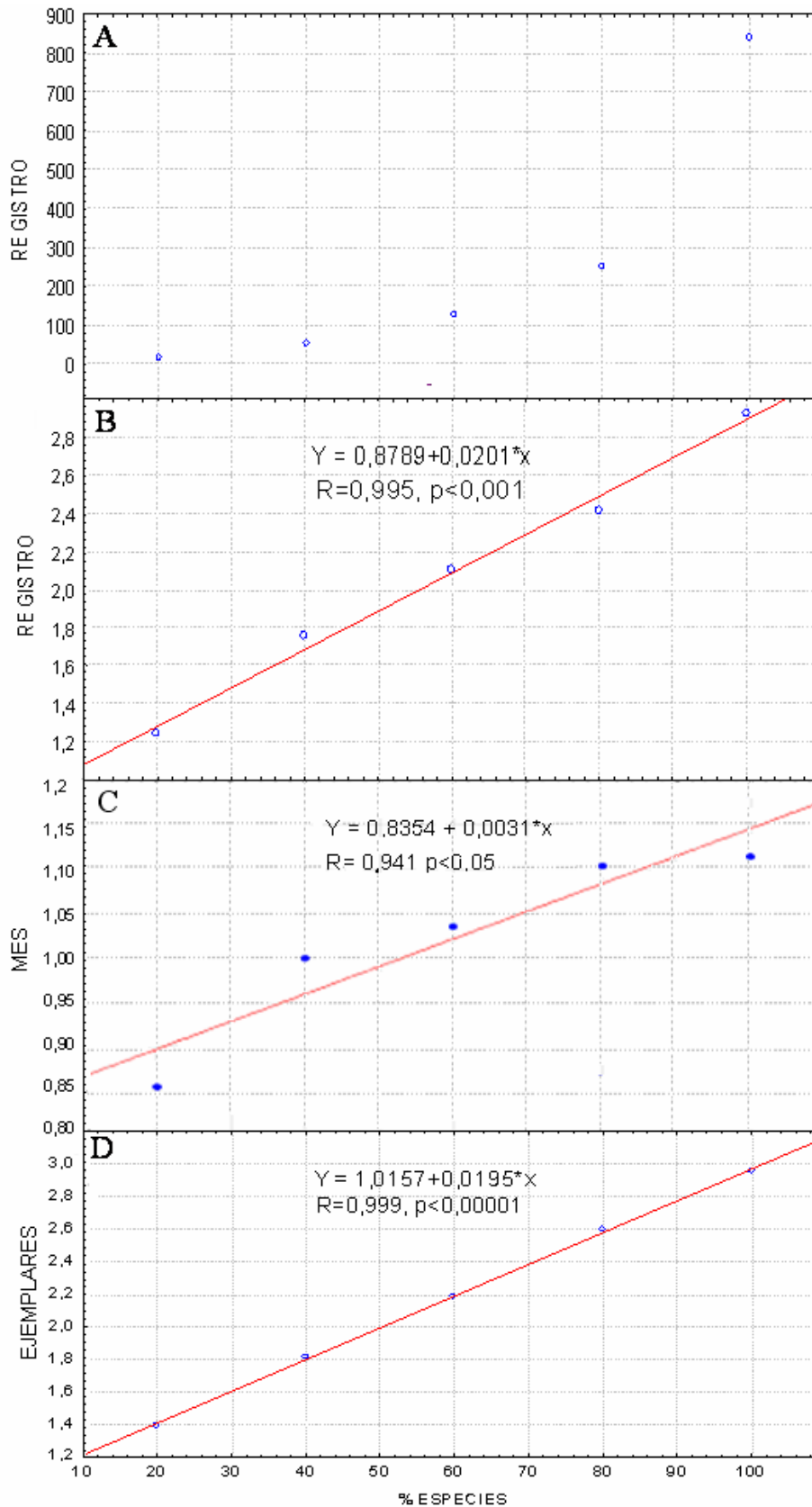


Figura 2 (A-D). Representación de diferentes variables (Y) frente al porcentaje acumulado de especies (X), aplicando o no una transformación logarítmica en diferentes localidades. A) Y = N° de registros de Aranjuez sin transformación logarítmica. B) Y = N° de registros de Aranjuez transformado logarítmicamente. C) Y = Logaritmo del número de meses de Gibraltar. D) Y = Logaritmo del número de ejemplares en Sierra Espuña.

	%ESPECIES	EJEMPLARES	LOCALIDAD	MES	COLECTOR	FUENTE	AÑOS	PERIODO	REGISTROS	COMBINACIÓN
% ESPECIES	1									
EJEMPLARES	0,813**	1								
LOCALIDAD	0,484**	0,642**	1							
MES	0,559**	0,651**	0,456**	1						
COLECTOR	0,547**	0,689**	0,775**	0,402**	1					
FUENTE	0,601**	0,774**	0,848**	0,519**	0,944**	1				
AÑOS	0,603**	0,802**	0,833**	0,604**	0,874**	0,931**	1			
PERIODO	0,376**	0,339**	0,526**	0,145**	0,686**	0,565**	0,514**	1		
REGISTROS	0,887**	0,962**	0,678**	0,624**	0,712**	0,803**	0,821**	0,370**	1	
COMBINACIÓN	0,480**	0,743**	0,661**	0,593**	0,752**	0,786**	0,850**	0,450**	0,716**	1

Tabla 3. Matriz cuadrada de correlaciones bivariadas entre los diferentes pares de variables de la muestra de 25 cuadrículas UTM asumidas como bien estudiadas. El número de registros es la variable que presenta un mayor coeficiente de determinación ($R^2 = 0,887$), seguido del número de ejemplares ($R^2 = 0,813$), $p < 0,01$.

Resumen del modelo

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación	Estadísticos de cambio				
					Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. del cambio en F
1	,887 ^a	,786	,784	13,134	,786	451,603	1	123	,000
2	,914 ^b	,835	,833	11,564	,049	36,658	1	122	,000
3	,922 ^c	,850	,846	11,093	,014	11,571	1	121	,001
4	,933 ^d	,871	,867	10,312	,021	20,027	1	120	,000
5	,938 ^e	,880	,875	10,010	,008	8,346	1	119	,005
6	,943 ^f	,889	,883	9,654	,009	9,947	1	118	,002
7	,946 ^g	,895	,889	9,427	,006	6,761	1	117	,011

- a. Variables predictoras: (Constante), REGISTRO
- b. Variables predictoras: (Constante), REGISTRO, COMBI
- c. Variables predictoras: (Constante), REGISTRO, COMBI, PERIODO
- d. Variables predictoras: (Constante), REGISTRO, COMBI, PERIODO, FUENTE
- e. Variables predictoras: (Constante), REGISTRO, COMBI, PERIODO, FUENTE, MES
- f. Variables predictoras: (Constante), REGISTRO, COMBI, PERIODO, FUENTE, MES, EJ
- g. Variables predictoras: (Constante), REGISTRO, COMBI, PERIODO, FUENTE, MES, EJ, LOC

Tabla 4. Tabla resumen de cada una de las variables obtenidas tras la aplicación de un análisis de regresión múltiple a la muestra de 25 cuadrículas UTM consideradas como bien estudiadas. Se muestran entre otros, los coeficientes de determinación (R^2), el cambio en R^2 , el cambio en F y su significación en cada uno de los pasos, para el modelo seleccionado ($R^2 = 0,889$, $p < 0,001$). Combi: número de combinaciones diferentes de localidad, colector y fecha de captura; ej: número de ejemplares recolectados; loc: número de localidades prospectadas.

Estudio de la calidad de los inventarios

1. Estimadores indirectos

La ecuación de regresión obtenida a partir de los datos de cuadrículas bien muestreadas ($R^2 = 0,889$, $p < 0,0001$), sería de la siguiente forma:

$$\text{Porcentaje de especies} = - 91,59 + 78,69 \text{ REGISTRO} - 12,02 \text{ COMBI} + 29,52 \text{ PERIODO} - 17,59 \text{ FUENTE} + 27,72 \text{ MES} - 18,52 \text{ EJ} - 11,87 \text{ LOC}$$

Siendo las variables el logaritmo decimal de:

REGISTRO: número de registros.

COMBI: número de combinaciones diferentes de localidad, colector y fecha de captura.

PERIODO: período de tiempo comprendido entre el primer y último año de los que se poseen datos de captura en esa cuadrícula.

FUENTE: número de fuentes de información.

MES: número de meses con muestras.

EJ: número de ejemplares recolectados.

LOC: número de localidades prospectadas.

Aplicando esta fórmula de regresión a todas las cuadrículas de 10 km de lado de las que se poseen datos, se podrá predecir el nivel probable de muestreo estimado de cada una de ellas. De este modo se obtuvieron un total de 2897 cuadrículas con menos del 40% de su fauna inventariada, 592 que poseían entre un 40% y un 70%, y 625 cuadrículas con un valor estimado de al menos el 70% de su fauna (Figura 3). Adicionalmente se pueden estimar 371 cuadrículas con más del 90% de su fauna censada.

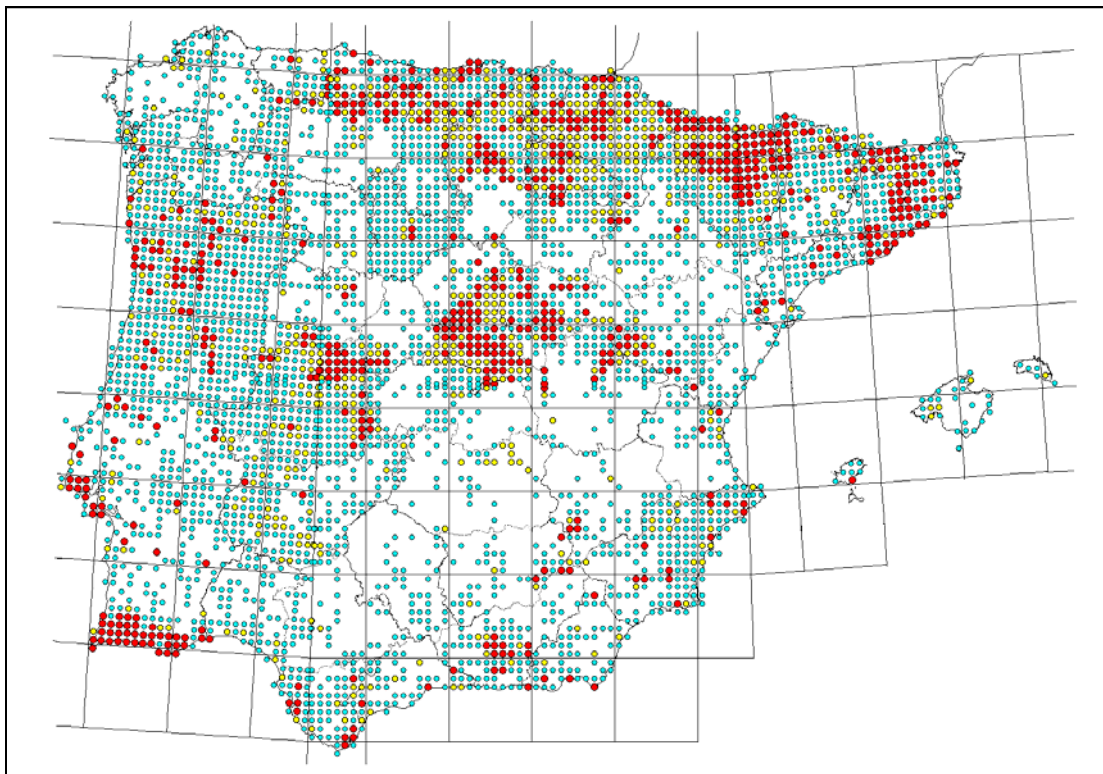


Figura 3. Mapa de distribución de las cuadrículas UTM de 10 km de lado que se encuentran bien muestreadas como resultado de la estimación basada en la ecuación derivada por regresión múltiple de los datos de cuadrículas bien prospectadas. Se muestra una gradación de porcentaje de fauna conocida en cada cuadrícula. En rojo se muestran aquellas cuadrículas que tienen más del 70% de la fauna inventariada. En amarillo aquellas que presentan un porcentaje entre el 40 y 70%. En azul las que tienen menos del 40% de su fauna muestreada. Las áreas sin puntos carecen de datos.

2. Criterios mínimos propuestos

Se observaron 1075 cuadrículas UTM de 10 km de lado que cumplían los criterios de la categoría I (Figura 4), y 730 los de la categoría II (Figura 5) y pueden, por tanto, considerarse mínimamente estudiadas. Cabe mencionar el hecho de que, aunque se fijó en dos el número mínimo de colectores, se comprobó que todas las cuadrículas que cumplían los tres primeros criterios contaban con datos de dos o más colectores.

Se procedió del mismo modo con las cuadrículas UTM de 50 km de lado, obteniéndose 213 ó 228 cuadrículas UTM mínimamente estudiadas. Las 228 cuadrículas de 50 km de lado finalmente elegidas (categoría III) se encuentran representadas en la Figura 6.

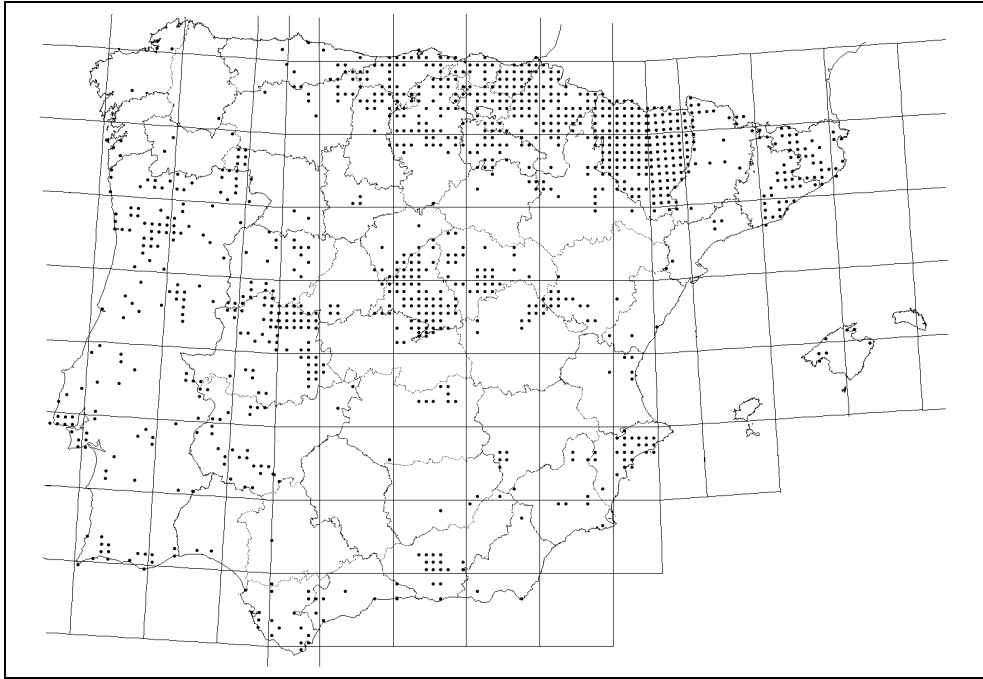


Figura 4. Representación de las 1075 cuadrículas UTM de 10 km de lado que se encuentran mínimamente estudiadas, obtenidas mediante la aplicación menos restrictiva de criterios mínimos: categoría I (ver texto).

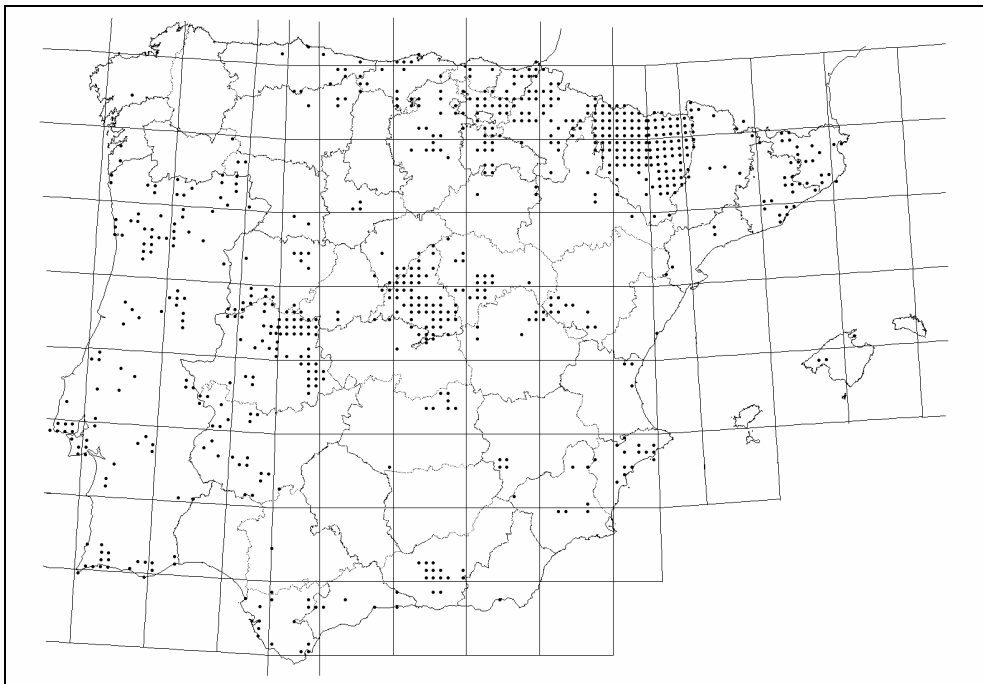


Figura 5. Los puntos negros muestran las 730 cuadrículas UTM de 10 km de lado que se encuentran mínimamente estudiadas obtenidas mediante una aplicación más restrictiva de criterios mínimos: categoría II (ver texto).

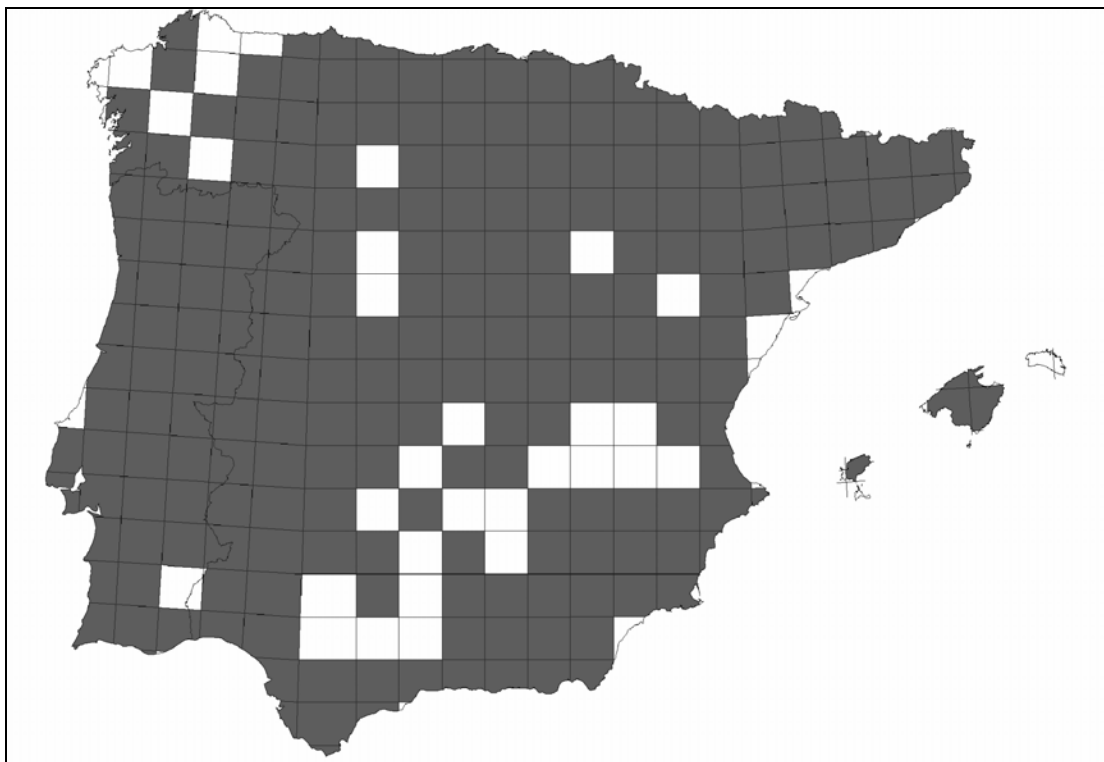


Figura 6. En negro se muestran las 228 cuadrículas UTM de 50 km de lado seleccionadas como mínimamente estudiadas mediante la aplicación de los criterios mínimos menos restrictivos de la categoría III (ver texto).

3. Curvas de acumulación

Una vez calculadas las curvas de acumulación para todas las cuadrículas de 50 x 50 km (p. ej. Figura 7 y 8), asumiendo que los porcentajes iguales o superiores al 70% pueden indicar cuadrículas con inventarios razonablemente buenos, se obtuvo un total de 180 cuadrículas de 50 km de lado. Un nivel de exigencia algo mayor (75%) permitió seleccionar un total de 164 cuadrículas. 96 de las cuadrículas de esta rejilla alcanzaron niveles estimados superiores al 90%. En la Figura 9 se resumen los resultados de la selección de estas cuadrículas con diferentes niveles de exigencia (del 70 al 95%).

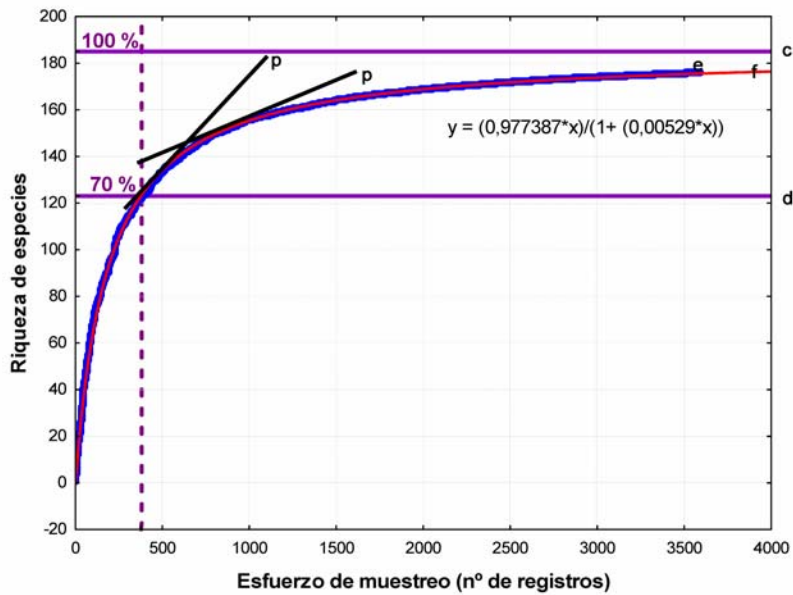


Figura 7. Ejemplo de una curva de acumulación correspondiente a la cuadrícula UTM de 50 km de lado DG1. **c** señala el número total de especies presentes en la cuadrícula, lo que equivale al valor de la asíntota (a/b), **d** muestra el nivel escogido arbitrariamente del 70% de esfuerzo de muestreo, **p** equivaldría a las pendientes ($a / (1+bn)^2$), **e** (color azul) indica los valores observados y **f** (color rojo) los valores predichos por la ecuación de Clench ($y=((0,977387*x)/(1+(0,00529*x)))$). La predicción se ajusta a los valores observados.

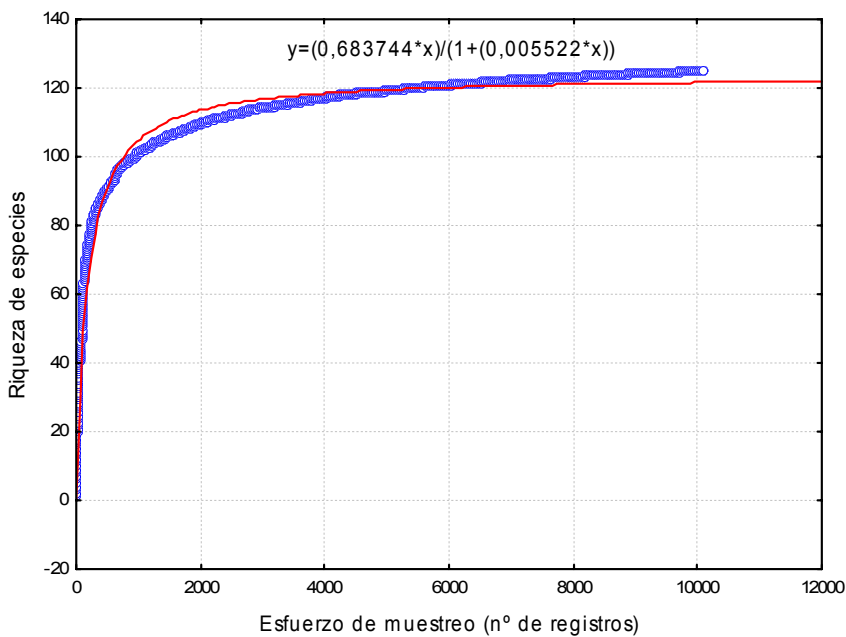


Figura 8. Ejemplo de una curva de acumulación correspondiente a la cuadrícula UTM de 50 km de lado VK1. En azul se muestran los datos observados y en rojo los datos predichos por la ecuación de Clench ($y=((0,683744*x)/(1+(0,005522*x)))$). La función de Clench es conservadora, subestima los valores predichos. Esto puede reflejar algunos errores que se cometen al determinar ciertas especies de mariposas, aunque estos sean mínimos.

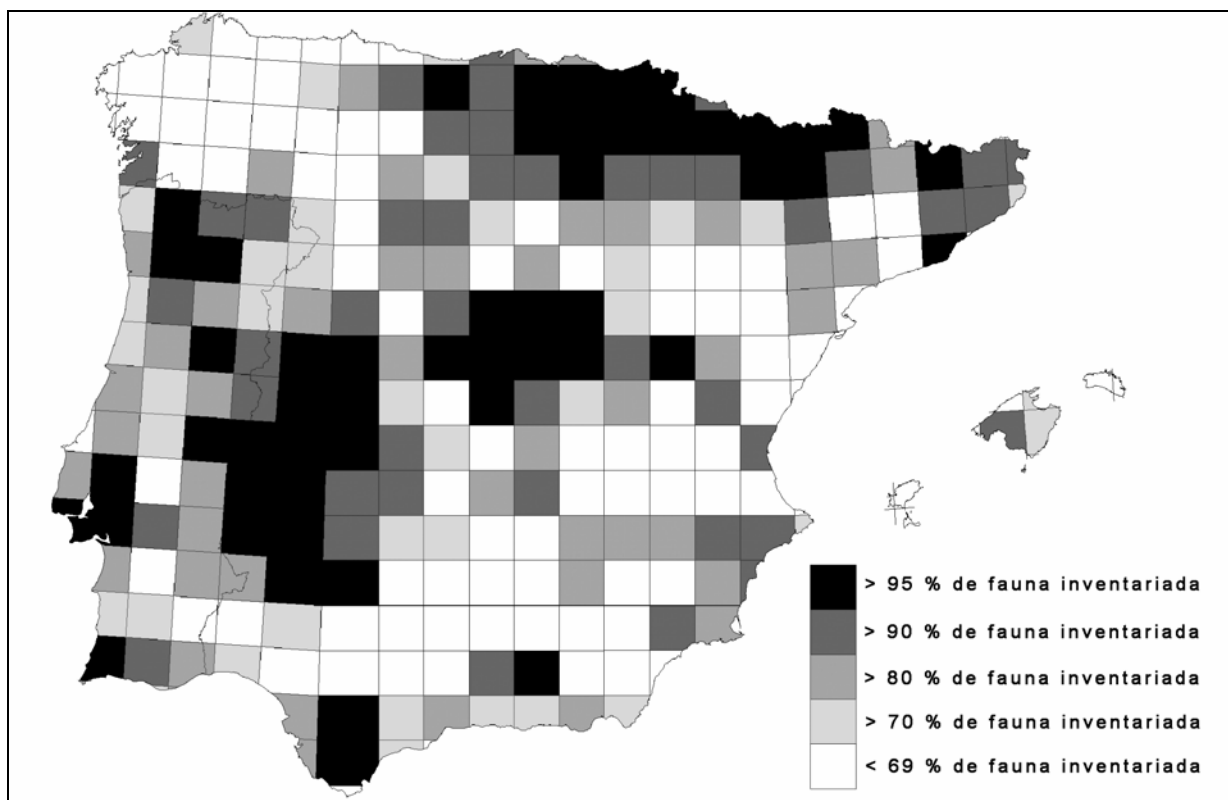


Figura 9. Cuadrículas UTM de 50 km de lado de la Península Ibérica que se consideran bien muestreadas gracias a los análisis realizados mediante curvas de acumulación. Se representan los resultados de la selección de estas cuadrículas con diferentes niveles de exigencia (del 70% al 95%).

Con esta gradación de porcentajes se pueden delimitar territorios con menor o mayor grado de conocimiento, y conceder a estos últimos diversos grados de fiabilidad.

Disimilitud en los resultados

Al comparar los resultados obtenidos mediante la aplicación de la ecuación basada en estimadores indirectos con los derivados de los criterios mínimos, se advirtió que de las 625 cuadrículas de 10 km de lado que resultaban de la regresión, 106 no cumplían los requisitos mínimos aplicados en los criterios de la categoría I (Figura 10).

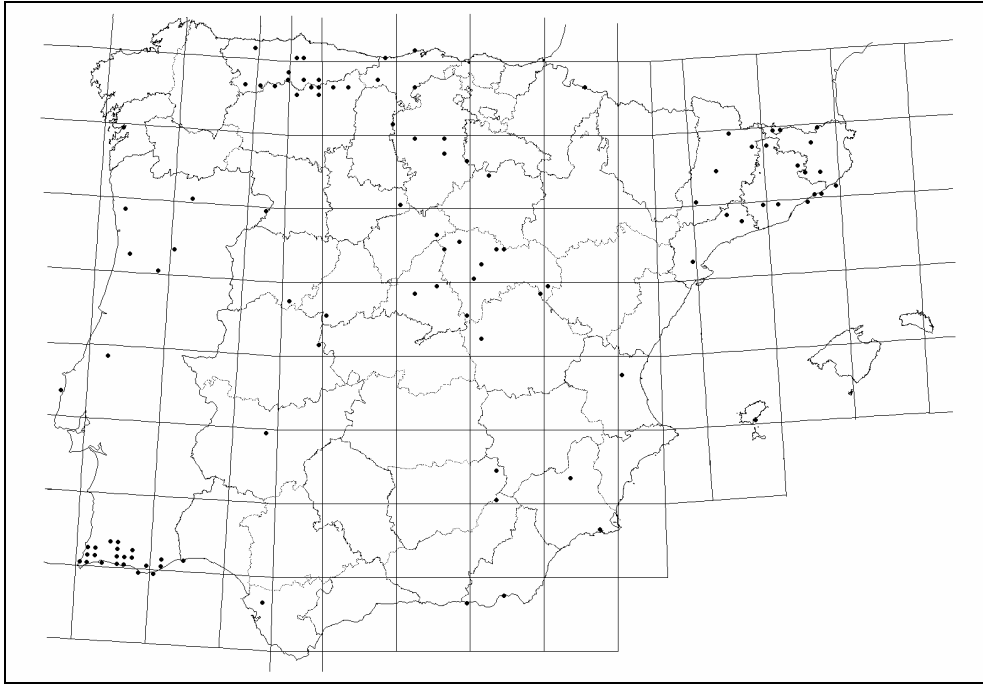


Figura 10. Distribución de las 106 cuadrículas UTM que se suponen bien muestreadas mediante la ecuación basada en estimadores indirectos, pero no cumplen los criterios mínimos intuitivos por los que se ha considerado bien estudiada una cuadrícula.

Por otra parte, se observaron 5 cuadrículas UTM de 50 km de lado que se presume se encuentran bien inventariadas mediante la aplicación de las curvas de acumulación, pero sin embargo no cumplían los criterios mínimos requeridos en la categoría III. Estas 5 cuadrículas eran: PA1, UH1, UL1, UM1 y WL3 (Ver figura 12, resultados coincidentes).

Resultados coincidentes

Se obtuvieron un total de 435 cuadrículas de 10 km de lado (Figura 11) que al coincidir en los resultados de todos los análisis aplicados (criterios mínimos propuestos de la categoría I y II, y regresión múltiple), pueden ser consideradas razonablemente bien inventariadas.

175 cuadrículas de 50 km de lado (Figura 12) fueron favorablemente evaluadas tanto mediante la aplicación de los criterios mínimos propuestos (categoría III) como mediante curvas de acumulación. Se comparó el grado de coincidencia entre las listas de cuadrículas de ambos procedimientos mediante un χ^2 , concluyéndose que un elevado porcentaje de cuadrículas eran seleccionadas por ambos métodos ($\chi^2 = 84,648$; $p < 0,0001$), indicando que las muestras no diferían significativamente (Tabla 5).

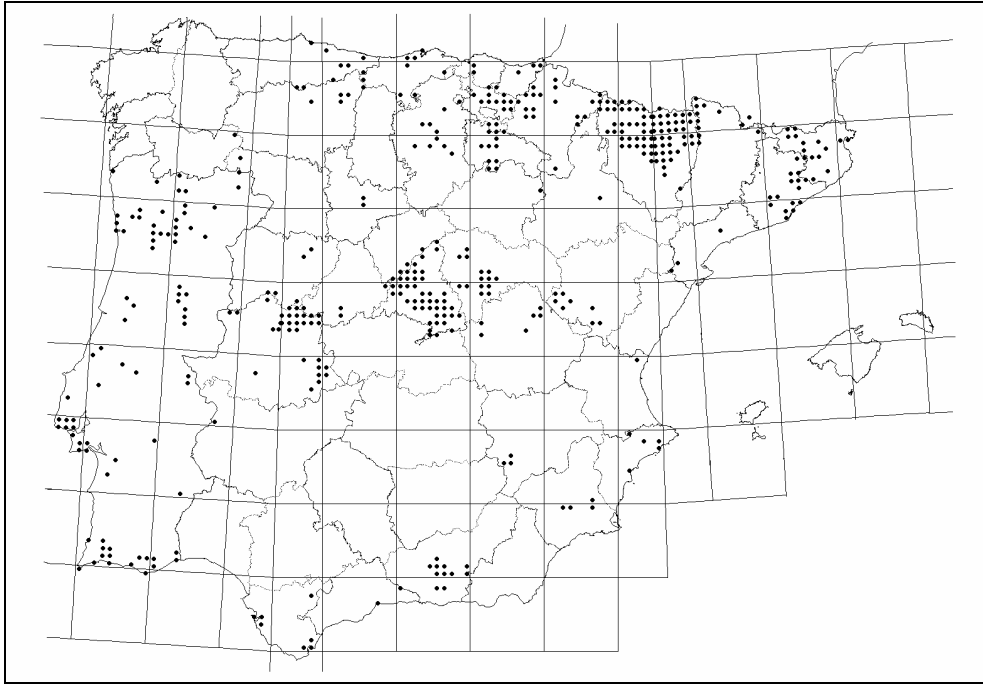


Figura 11. Distribución de las 435 cuadrículas UTM de 10 km de lado que se consideran como bien muestreadas en todos los análisis efectuados (criterios mínimos de la categoría I y II, y regresión múltiple).

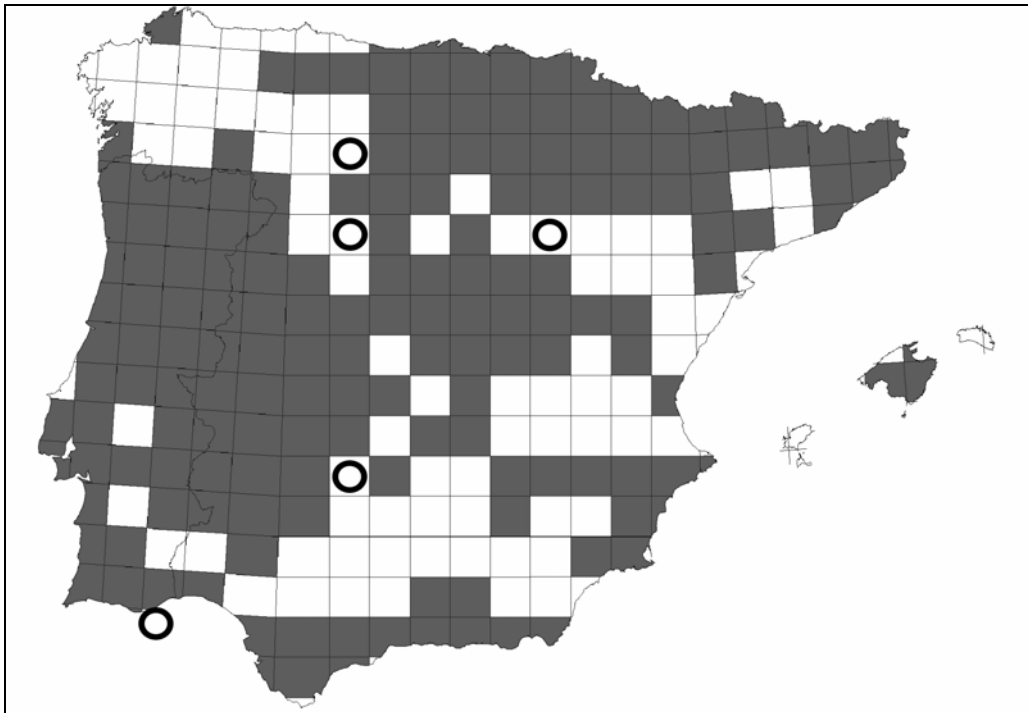


Figura 12. En gris, distribución de las 175 cuadrículas UTM de 50 km de lado que se consideran mejor estudiadas al coincidir como resultantes de la aplicación de todos nuestros análisis (criterios mínimos de la categoría III, y curvas de acumulación). Con un círculo negro se representan las cuadrículas con resultados no coincidentes.

Tabla de contingencia Metodo1CA * Metodo2CI

			Metodo2 Criterios intuitivos		Total
			0	1	
Metodo1 Curvas de acumulación	0	Recuento	48	53	101
		% del total	17,1%	18,9%	35,9%
	1	Recuento	5	175	180
		% del total	1,8%	62,3%	64,1%
Total		Recuento	53	228	281
		% del total	18,9%	81,1%	100,0%

Tabla 5. Grado de coincidencia entre las listas de cuadrículas obtenidas aplicando las curvas de acumulación y los criterios mínimos de la categoría III a las cuadrículas UTM de 50 km de lado para el modelo seleccionado ($\chi^2 = 84,648$; $p < 0,0001$). Se muestran el número de cuadrículas que se obtienen en cada método y el porcentaje de cuadrículas que éstas representan del total de cuadrículas consideradas en el área de estudio.

Abundancia de especies por cuadrícula

Se observó que las especies de mariposas diurnas se distribuían de manera más abundante en las zonas montañosas de la Península Ibérica y hacia el Noreste. Este número oscilaba entre 0 y 176, encontrándose este valor máximo en la cuadrícula 31TDG1 (Figura 13).

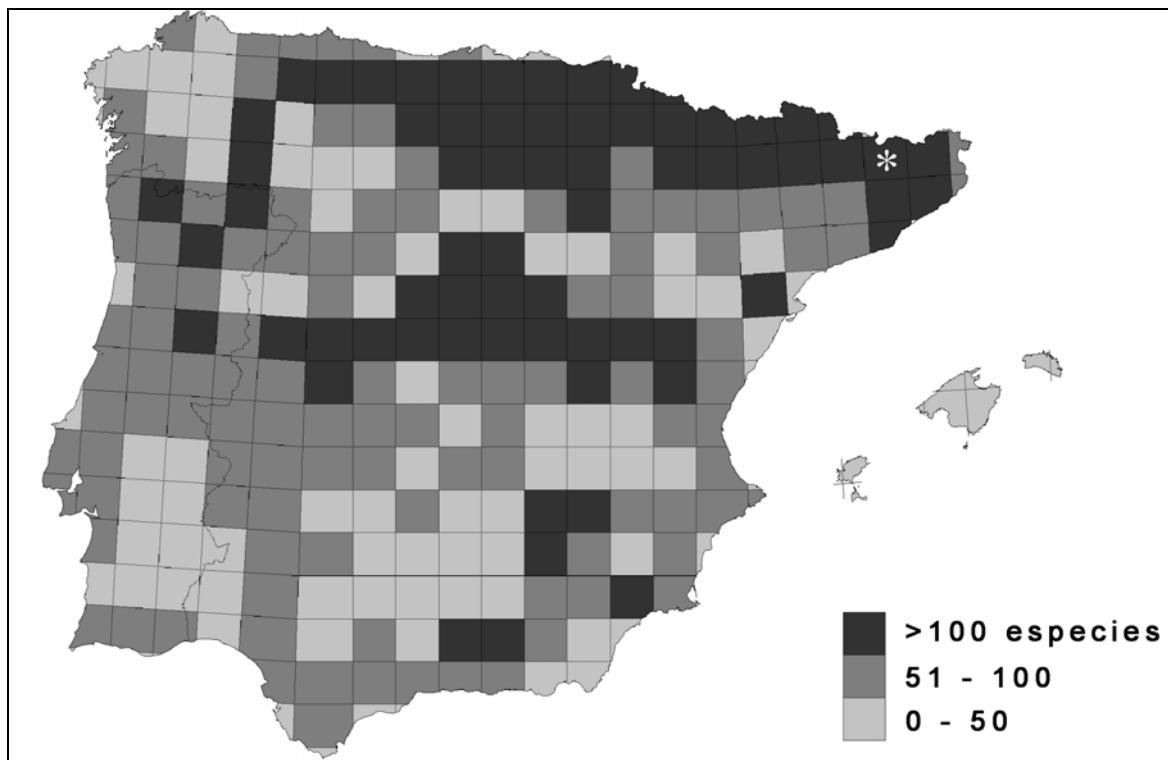


Figura 13. Número de especies encontrado por cuadrícula UTM de 50 km de lado. El asterisco muestra la cuadrícula con mayor número de especies.

Abundancia de especies por cuadrícula según el esfuerzo de muestreo efectuado

Se calculó una regresión lineal tomando como variable dependiente el porcentaje de fauna inventariada ($R = 0,639$, $p < 0,00001$). Los valores residuales muy alejados del valor esperado (aquellos que exceden el límite superior e inferior de las bandas de regresión, nivel de confianza de las bandas de regresión: 88%) se han representado en un mapa, pudiéndose establecer ciertas gradaciones de nivel de conocimiento y número de especies (Figura 14).

Se encontraron cuadrículas a las que se había dedicado un elevado esfuerzo de muestreo y además presentaban un número de especies mayor que el esperado (Figura 14 en negro). Por otra parte, aparecieron cuadrículas bien estudiadas, que exhibían menos especies de las que cabría esperar según el grado de esfuerzo dedicado (Figura 14 en gris claro).

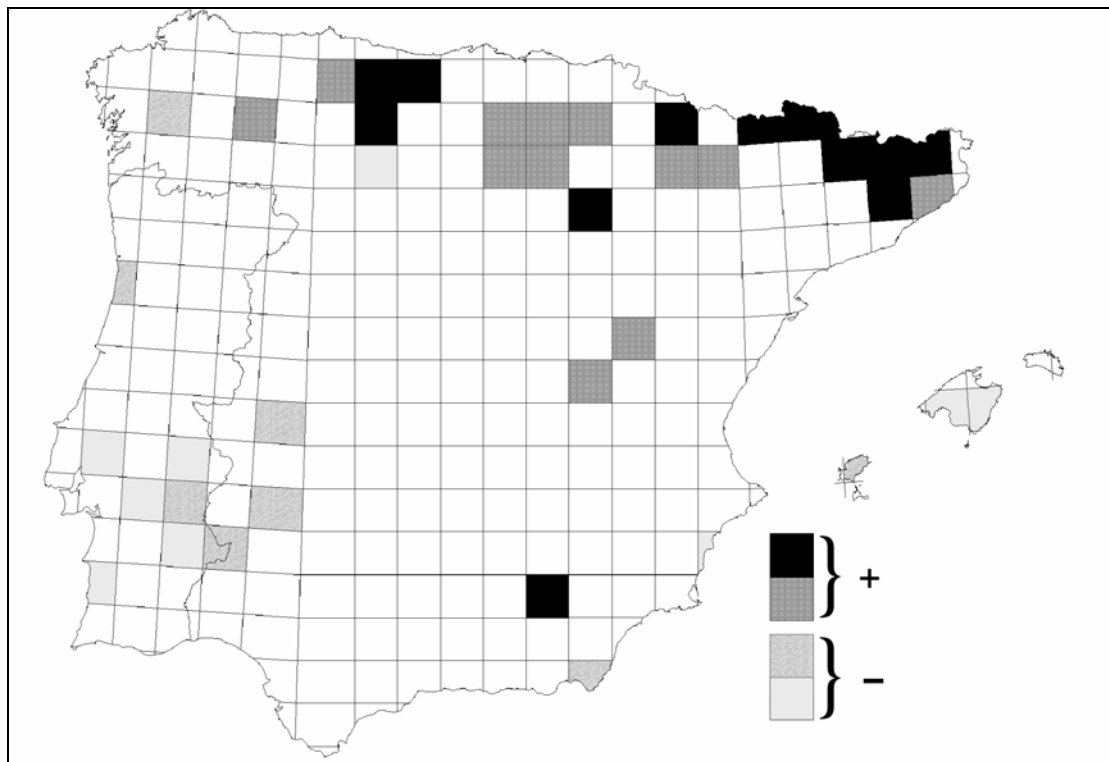


Figura 14. Número de especies por cuadrícula según el grado de esfuerzo dedicado a su captura. Se establece una gradación de valores extremos, de mayor a menor, en el número de especies capturadas en cada cuadrícula. En negro y gris oscuro se representan las cuadrículas con mayor número de especies que las esperadas, y en los dos tonos de gris claro las cuadrículas con un menor número de especies que las predichas por el esfuerzo aplicado.

DISCUSIÓN

Las áreas mediterráneas son zonas ricas en cuanto a fauna lepidopterológica se refiere, pero a pesar de todos los esfuerzos realizados para la recolección de datos faunísticos de mariposas, actualmente persisten amplias áreas insuficientemente estudiadas, lo que lleva a realizar de forma cautelosa la comparación de fauna entre las diferentes localidades. Ciertamente, los resultados obtenidos están limitados por el hecho de que la información faunística, tal como ha pasado a la base de datos, es en muchos casos sesgada o insuficiente, y en especial heterogénea, pero pueden servir como indicativo del esfuerzo de muestreo necesario en zonas insuficientemente estudiadas. De hecho, constituyen por lo menos una primera aproximación objetiva de la distribución geográfica del esfuerzo faunístico efectivo relativo a estos insectos en la Península Ibérica y Baleares, que permitirá plantear posteriores estudios sobre su biogeografía y conservación.

Aunque hay cierto número de métodos potencialmente aplicables a la estimación de la completitud (porcentaje de especies observadas frente a predichas) en función de la intensidad de esfuerzo, parece haber argumentos suficientes a favor del uso de curvas de acumulación (Soberón & Llorente, 1993; Hortal & Lobo, 2002; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). Una limitación de los presentes resultados es, por tanto, la no aplicación de ese método a las cuadrículas de 10 km de lado, cuya composición faunística es más informativa que la de las de 50 x 50 km. Esta restricción se debe a la limitación de tiempo (por el número notablemente mayor de cuadrículas con datos disponibles: 4114 de 10 x 10 km frente a 277 de 50 x 50). Adicionalmente, parece prudente por diversas razones, centrar los primeros análisis de la base de datos en subunidades geográficas de superficie relativamente importante, por lo que la evaluación de las cuadrículas de 50 km resultaba de interés prioritario para posteriores análisis. A pesar de esto, hay un buen grado de coincidencia entre los resultados de uno y otro tipo (curvas de acumulación y criterios mínimos) a nivel de cuadrículas UTM de 50 km de lado. Y del mismo modo, las técnicas de regresión facilitan modelos predictivos válidos para calcular número e incidencia de especies (Dennis *et al.*, 2002).

Los resultados justifican la elección del número de registros como mejor unidad de esfuerzo. Si bien es cierto que otras variables añaden información, esta es relativamente escasa en magnitud en comparación con el número de registros. Esto confirma las ideas de Hortal *et al.* (2001), Lobo & Martín-Piera (2002), Hortal & Lobo (2002), Martín-Piera & Lobo (2003) y Hortal *et al.* (2006) para este tipo de bases de datos faunísticos.

El estudio de la calidad de los inventarios (completitud) se llevó a cabo mediante tres procedimientos principales. El primero de ellos, basado en la elección de una serie de cuadrículas consideradas como bien estudiadas, reveló que del total de cuadrículas de 10 km de lado de la Península Ibérica e islas Baleares, sólo el 9,8% se encuentran bien estudiadas, conociéndose más del 70% de su fauna (Figura 3). Es incluso posible que esta sea una perspectiva optimista, ya que únicamente el 6,8% del total reúnen además los requisitos de los conjuntos de criterios I y II (Figura 11). Para un 9,3% adicional, el nivel de conocimiento es claramente mejorable, y un 45,3% se encuentran definitivamente mal estudiadas (a todas ellas habría que sumar todas aquellas cuadrículas de las que no se poseen datos, y que representan el 35,6% del total). En cualquier caso, como mucho el 17% de las unidades de esta escala cumpliría el mínimo de requisitos razonables (Figura 4).

En ocasiones, un intenso trabajo de campo queda reflejado en una lista faunística. Un ejemplo es la cuadrícula de Doñana 29SQA29, que aunque ha sido considerada en nuestro análisis de estimadores indirectos como una de las cuadrículas de las que se puede afirmar que se posee un elevado conocimiento de su composición faunística, no aparece como tal tras la aplicación de la recta de regresión. Esta cuadrícula se encuentra probablemente bien estudiada debido a que se enclava dentro de un Parque Nacional, pero los datos disponibles son bibliográficos, en su mayoría sin datos precisos de fecha de captura y número de ejemplares, y hay solamente seis referencias documentadas (p. ej. Fernández Haeger *et al.*, 1976; Venero, 1981; Rodríguez, 1991; Fernández Haeger, com. pers.), por lo que representan un número bastante pequeño de registros en nuestra base de datos. Ese sesgo de información provoca que la densidad de estudio de esta cuadrícula sea infravalorada en el análisis de regresión.

El siguiente método se basa en una aproximación a las cuadrículas que se encuentran bien estudiadas mediante la aplicación de una serie de criterios mínimos que debieran cumplir todas aquellas cuadrículas consideradas bien inventariadas dentro de esa categoría. Las zonas urbanas son las áreas en las que posiblemente se encuentra un menor número de especies, aunque no son las únicas que revelan los sitios más pobres. A pesar de ello, el número de especies presentes en áreas urbanas de las que hay datos no es inferior a 15 (estimación inédita basada en los datos disponibles), con lo que una cuadrícula que posea menos de estas especies tiene, en general, pocas probabilidades de haber sido estudiada de modo exhaustivo. De este modo se obtiene un nivel de conocimiento de la Península Ibérica de entre el 11,4% (Figura 5) y el 16,8% para las cuadrículas de 10 km de lado (Figura 4), y un 81,1% para las de 50 km (Figura 6). Se sigue viendo una necesidad de muestreo en las

cuadrículas de 10 km de lado, a pesar de que el porcentaje de cuadrículas bien conocidas según este método es un poco mayor.

Las cuadrículas coincidentes de todos los análisis (criterios mínimos I y II y regresión múltiple) se distribuyen por la zona más septentrional de la Península Ibérica, desde los Pirineos al Sistema Cantábrico, en Madrid y áreas montañosas del centro peninsular, en el sistema Penibético y en la zona Norte, Lisboa y Algarve en Portugal (Figura 11), siendo realmente estos lugares aquellos de los que se posee un mayor conocimiento por la abundancia de muestreos realizados en ellos, como se ha reflejado en trabajos anteriores (García-Barros & Munguira, 1999). Por el contrario, un 17% de las cuadrículas que se encuentran bien estudiadas según predice la recta de regresión no cumplen los requisitos mínimos que se han aplicado en la primera categoría (Figura 10). Esto puede ser debido a la existencia por una parte de datos geográficos, pero no asimismo de datos fenológicos. Resulta curiosa la existencia de cuadrículas que se pueden considerar como bien muestreadas, y sin embargo no cumplen unos mínimos de número de especies diferentes o de meses de muestreo. Esto sugiere que ciertas unidades geográficas pueden haber sido prospectadas con cierta intensidad, pero de manera sesgada, con escaso énfasis en algunas especies comunes o consideradas poco interesantes, o en épocas desfavorables.

Por tanto, el conocimiento faunístico de las mariposas ibéricas a una escala de cierto detalle (al menos cuadrículas de 10 x 10 km) es francamente deficitario como podemos observar en la Figura 2 del Capítulo 1 de esta memoria, tomada de García-Barros *et al.* (2004), si bien se observa que, en rasgos generales, las áreas consideradas más ricas en especies de la Península Ibérica aparecen en nuestros análisis como bien muestreadas. Parece que existe una correlación entre las áreas mejor estudiadas y una mayor riqueza de especies (García-Barros *et al.*, 2000). Hasta hace poco, los lepidopterólogos visitaban con más frecuencia las áreas en las que su gran diversidad de especies había sido documentada con anterioridad. Sería por tanto interesante determinar hasta qué punto el esfuerzo de muestreo ha determinado la diversidad aparente, o el patrón de riqueza estimada ha condicionado el patrón de conducta de los lepidopterólogos (Capítulo 3). El perfeccionamiento de la base de datos, con respecto a las empleadas en estimaciones preliminares (García-Barros & Munguira, 1999), mejora los resultados para algunas regiones. Por ejemplo en la zona de Galicia que linda con Portugal, o en Murcia o Cataluña, si bien distan aún de poder considerarse bien estudiadas. Los resultados confirman, en cualquier caso, la existencia de amplias zonas de la Península carentes de datos casi por completo y la necesidad de ahondar más profundamente en sucesivos muestreos para completar los inventarios de las zonas menos favorecidas. La obtención de una cobertura amplia e

intensa del terreno ibérico a 10 x 10 km requiere un notable incremento en el esfuerzo de muestreo. Este resultado es preocupante, ya que desde un punto de vista práctico (por ejemplo, de cara a una evaluación de áreas para la conservación) es necesario un nivel de detalle geográfico incluso mayor que esta escala. Sería interesante revisar en detalle la tendencia actual del crecimiento de los datos faunísticos sobre este grupo, que no resultó muy prometedora en una estimación preliminar (García-Barros & Munguira, 1999; García-Barros *et al.*, 2000). Probablemente, sería necesario designar una red de cuadrículas de especial interés bien repartidas por todo el territorio, para su estudio exhaustivo. Por tanto, la baja proporción de cuadrículas satisfactorias y su tendencia a la concentración geográfica, hacen poco recomendable esta escala para análisis de tipo general.

La aplicación de curvas de acumulación indica que se encuentran bien estudiadas entre un 58,4% y un 64,1% del total de cuadrículas de 50 km de lado (Figura 9). Se reparten entre el Norte peninsular cantabro-pirenaico, en provincias como Barcelona, Madrid, Cádiz, Extremadura, y el área de Lisboa en Portugal.

Por consiguiente, la cobertura faunística con una rejilla de mayor escala, la red de cuadrículas de 50 km de lado, es más satisfactoria. Más del 80% de estas cuadrículas cumplen un mínimo de requisitos (Figura 6), y el 64,1% del total puede considerarse suficientemente prospectado (Figura 9). Más aún, una buena proporción de estas cuadrículas (el 62,3% del total, siguiendo el mismo patrón de distribución que en el caso de las cuadrículas de 10 x 10 km, Figura 12) parecen especialmente fiables al cumplir simultáneamente los requisitos determinados de modo intuitivo y el nivel de saturación determinado por las curvas de acumulación. Sólo un 2,8% de las cuadrículas obtenidas mediante la aplicación de las curvas de acumulación no cumplen los criterios mínimos requeridos. Una de estas cuadrículas pertenece a una zona de Portugal en la cual, el porcentaje de superficie terrestre que presenta es todavía bastante pequeño en comparación con la cantidad de superficie marina que posee, por lo que no es de extrañar que no cumpla esos mínimos. El resto de estos casos se refiere a zonas del norte de Córdoba, de Valladolid, y de la parte de Soria lindante con Zaragoza, reflejando también la posible falta de registros de las especies más comunes, épocas de muestreo limitadas o reiteración de colectores. Del mismo modo que acerca de la cuadrícula de Doñana mencionada anteriormente, esto resulta de la inexistencia de documentación sobre el esfuerzo de muestreo asociado a parte de los registros de la base de datos, ya sean pocos datos de colectores en determinadas zonas, muestreos concentrados en pocas fechas o abundantes datos sin fecha. Así, esta escala parece razonable para futuros estudios comparativos o de análisis biogeográfico de las mariposas ibéricas, ya

que proporciona un buen balance entre nivel de prospección y cobertura geográfica del área.

Las áreas bien muestreadas obtenidas con las curvas de acumulación responden posiblemente a la interacción entre dos factores: la densidad de población humana (y su relación con las vías de acceso a regiones naturales) y la riqueza de especies (Dennis & Thomas, 2000) que en la Península Ibérica e islas Baleares se correlaciona con un gradiente SO-NE (el número de especies aumenta conforme disminuye la distancia a Pirineos, “efecto Península”) y con la altitud (es decir, las cadenas montañosas: Martín & Gurrea, 1990, Figura 13). Un buen número de localidades bien estudiadas se concentran alrededor de Madrid y Barcelona, al igual que en Lisboa, grandes ciudades cuya fauna lepidopterológica ha sido prospectada de manera concienzuda, y por otra parte, presentan alta densidad de población humana, lo que favorece la existencia de más personas dedicadas al estudio de las mariposas (Heath *et al.*, 1984; Dennis *et al.*, 1999). El lugar de residencia de los lepidopterólogos puede tener gran importancia a la hora de conocer la diversidad de mariposas de una determinada zona (Dennis *et al.*, 1999; Martín & Gurrea, 1999). El caso de Extremadura responde a un elevado esfuerzo dedicado a su estudio en tiempos recientes (García-Villanueva *et al.*, 1997; Blázquez *et al.*, 2003). La zona de los Pirineos es una zona muy rica en especies y, por tanto, objetivo principal de muchos lepidopterólogos a la hora de planear sus muestreos.

Con ambas escalas, la aplicación de los criterios mínimos es menos exigente que las curvas de acumulación o la regresión múltiple. Esta sobrestimación no es preocupante, ya que con los criterios mínimos no se están asumiendo cuadrículas bien muestreadas, sino zonas dentro de las cuales pueden encontrarse cuadrículas bien muestreadas.

Al mismo tiempo, se descubren zonas en las que la relación esfuerzo de muestreo aplicado y número de especies inventariadas es más alto o bajo que el predicho. Entre estas se cuentan las cuadrículas correspondientes a los Picos de Europa, el Sur del Sistema Ibérico, Pirineos, y Sierra Nevada (Figura 14 en negro), donde tal vez se está infravalorando la intensidad de esfuerzo. Por el contrario las cuadrículas que presentan menos especies que las esperadas (siendo las más significativas el Sur de la Cordillera Cantábrica, el Suroeste de la Península Ibérica, Alicante y Baleares: Figura 14 en gris claro), indican una posible sobrevaloración del nivel de esfuerzo (información redundante en la base de datos). Muchas de estas cuadrículas pertenecen a zonas de Portugal de las que hay un nivel muy bajo (menos del 25%) de cobertura de los datos (García-Pereira, 2003). Otras son parte de la isla de Mallorca. La causa por la cual se encuentran en esta zona menos especies de las

que en principio cabría esperar, viene influenciada por el pequeño tamaño y la condición insular de este territorio (MacArthur & Wilson, 1967), y por el escaso relieve y antigüedad del poblamiento humano, con lo que queda relegada a la fauna propia de estas islas, que puede no ser muy abundante. También estas cuadrículas, al igual que la de Alicante, pueden estar indicando zonas de turismo de los lepidopterólogos, no siendo un lugar típico donde se va a muestrear, pero todas las especies que son avistadas en el transcurso de ese período son registradas. Para el resto de este tipo de cuadrículas con menos especies de las esperadas se puede achacar una redundancia de los datos, de modo que todos los colectores que pasan por esas cuadrículas van a buscar una determinada especie de mariposa, o se fijan sólo en unos pocos grupos, no llegando nunca a completar el inventario de esa cuadrícula, a pesar de que el esfuerzo de muestreo aplicado sea aparentemente grande. La última opción es que realmente no haya más especies en esa zona que las que ya se han encontrado.

En conclusión, todos los análisis realizados demuestran que las zonas más y mejor conocidas se concentran en la franja de los Pirineos, Sistemas Cantábrico, Central y Penibético, y en ciertas regiones de Portugal como el Algarve o Lisboa. Los trabajos realizados a este respecto hasta la actualidad (Martín & Gurrea, 1990; García-Barros & Munguira, 1999; García-Pereira, 2003; Hortal *et al.*, 2004), se han elaborado con una menor cantidad de información de la analizada en este trabajo. Los resultados obtenidos permiten realizar una estimación geográfica fiable de la riqueza de especies de las mariposas diurnas, gracias a la posesión de datos corológicos y faunísticos de las mismas, así como del tamaño mínimo de cuadrícula, disponiendo al menos de una estimación razonable de la calidad de los datos disponibles.

CAPÍTULO 3.

SESGOS GEOGRÁFICOS EN BASES DE DATOS DE MARIPOSAS IBERO-BALEARES



Publicado en:

ROMO, H., GARCÍA-BARROS, E. & LOBO, J. M., 2006. Identifying recorder-induced geographic bias in an Iberian butterfly database. *Ecography*, **29**(6): 873-885

Foto: *Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758). Tomada por Helena Romo.

INTRODUCCIÓN

Nuestro conocimiento de la distribución de los organismos es fiable solamente cuando el proceso de obtención de los datos ha estado equilibrado ecológica y geográficamente (Ferrier, 2002; Brooks *et al.*, 2004). Sin embargo, este conocimiento no sólo es generalmente incompleto (Gaston & Spicer, 2004, y referencias mencionadas allí), sino que ha sido obtenido de forma sesgada por motivos culturales, socio-económicos y políticos. Éstos afectan a la actividad de los biólogos, como por ejemplo la accesibilidad a los lugares de muestreo (Nelson *et al.*, 1990; Peterson *et al.*, 1998; Parnell *et al.*, 2003), sus grados de protección (Reddy & Dávalos, 2003), la distancia a los lugares de residencia de los biólogos (Freitag *et al.*, 1998; Martín & Gurrea, 1999; Dennis *et al.*, 1999; Dennis & Thomas, 2000), o incluso el grado de atractivo y aspecto físico de la especie (Dennis *et al.*, 2006). Debido a estas restricciones y otras similares, puede esperarse que se produzca una diferencia en la cobertura taxonómica y geográfica (Kress *et al.*, 1998; Dennis & Hardy, 1999; Dennis *et al.*, 1999; Soberón *et al.*, 2000; Parnell *et al.*, 2003; Whittaker *et al.*, 2005).

A menudo, puede esperarse que los datos compilados por fuentes heterogéneas (por ejemplo, informes publicados, combinados con datos de especies etiquetadas procedentes de colecciones públicas y privadas de organismos insuficientemente muestreados, con escasa información del esfuerzo de muestreo) adolezcan de los problemas anteriormente mencionados. Evaluar la magnitud de este desequilibrio a favor de las zonas más atractivas puede ayudar a clarificar cómo se han “desarrollado” los muestreos de biodiversidad a nivel regional, y a corregir sesgos que, generalmente, han sido pasados por alto. Esto sería especialmente útil en los “puntos calientes” de biodiversidad (“*hot spots*”), donde los inventarios biológicos están todavía en auge. Además, la magnitud del desequilibrio puede guardar correlación con la diversidad de especies no citadas. Cualquier análisis meticuloso de los patrones de biodiversidad geográfica debería ser precedido por una estima de la magnitud y naturaleza de tales sesgos.

La información faunística acumulada en España y Portugal durante los últimos dos siglos es ya sustancial, aunque aparentemente es de una naturaleza heterogénea, y está lejos de ser exhaustiva en una escala geográfica detallada (como cuadrículas de 1 x 1 km o de 10 x 10 km: García-Barros & Munguira, 1999; Garcia-Pereira *et al.*, 1999; Romo & García-Barros, 2005; Capítulo 1). Aunque se han realizado valoraciones de los orígenes de los patrones de diversidad geográfica de las mariposas ibéricas (Martín & Gurrea, 1990), hay autores que recientemente han sugerido que dichos patrones se encontraban sesgados durante la recolección de datos: específicamente, los esfuerzos de muestreo parecen estar concentrados en

áreas consideradas por los colectores como especialmente gratificantes (García-Barros *et al.*, 2000; 2004). Esta especulación, así como la naturaleza precisa de los sesgos potenciales, sólo ha sido parcialmente probada (Hortal *et al.*, 2004; Romo & García Barros, 2005).

Esta aproximación podría ayudar a diferenciar zonas que parecen estar razonablemente bien muestreadas de aquellas que no lo están; y por tanto, a localizar las que requieran un muestreo más exhaustivo (Lobo *et al.*, 1997; Lobo & Martín-Piera, 2002; Parnell *et al.*, 2003). En este contexto, el primer paso es la estimación del grado para el cual los datos representan un inventario completo a una escala dada (Petersen & Meier, 2003; Magurran, 2004), que puede ser calculado por varios métodos estadísticos, diseñados para hallar la calidad de listas de especies en comunidades biológicas (Soberón & Llorente, 1993; Colwell & Coddington, 1994; Gotelli & Colwell, 2001; Rosenzweig *et al.*, 2003; Koellner *et al.*, 2004).

El objetivo del presente capítulo consiste en identificar los sesgos geográficos actuales en las muestras de recolección de datos de un taxón específico, siguiendo cuatro pasos: 1) identificar las unidades de área más representativas de la diversidad faunística; 2) comprobar si dichas unidades cubren eficientemente un rango razonable de los gradientes ambientales a lo largo del área de estudio; 3) evaluar el grado de sesgo geográfico, ambiental o espacial en el esfuerzo de muestreo; 4) y, si una parte importante del sesgo puede ser controlado estadísticamente, identificar las cuadrículas de interés para futuros programas de muestreo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Distribución de los datos de mariposas y unidades geográficas empleadas

A pesar de la importante cantidad de información recogida (Capítulo 2), los datos son incompletos, lo que impone ciertas limitaciones a los objetivos de este estudio. Primero, aunque la base de datos estaba originalmente referenciada a cuadrículas UTM de 10 km de lado, las estimas preliminares demostraron que la cobertura geográfica a esta escala era escasa (como máximo el 17% del área total), mientras que un tamaño de malla de cuadrícula de 50 km de lado ofrecía una proporción razonablemente representativa de los territorios ibéricos y Baleares (García-Barros *et al.*, 1999; Garcia-Pereira *et al.*, 1999; Garcia-Pereira, 2003; Capítulo 2). Esto determinó el tamaño de las unidades geográficas seleccionado para este estudio (50 x 50 km). Las cuadrículas con menos del 15% de superficie terrestre se

eliminaron del análisis, lo que resultó en un total de 257 unidades geográficas. Segundo, aunque la cobertura de los datos abarcaba un amplio período de más de dos siglos (de 1784 a 2003), la cantidad de información ha crecido de manera casi exponencial durante este período. Como consecuencia, una gran mayoría de registros era de origen relativamente reciente (media de la fecha \pm SD = 1978 \pm 23,6; Figuras 1 y 2). Este hecho impide determinar de forma precisa sesgos históricos, por lo que se determinó de forma global.

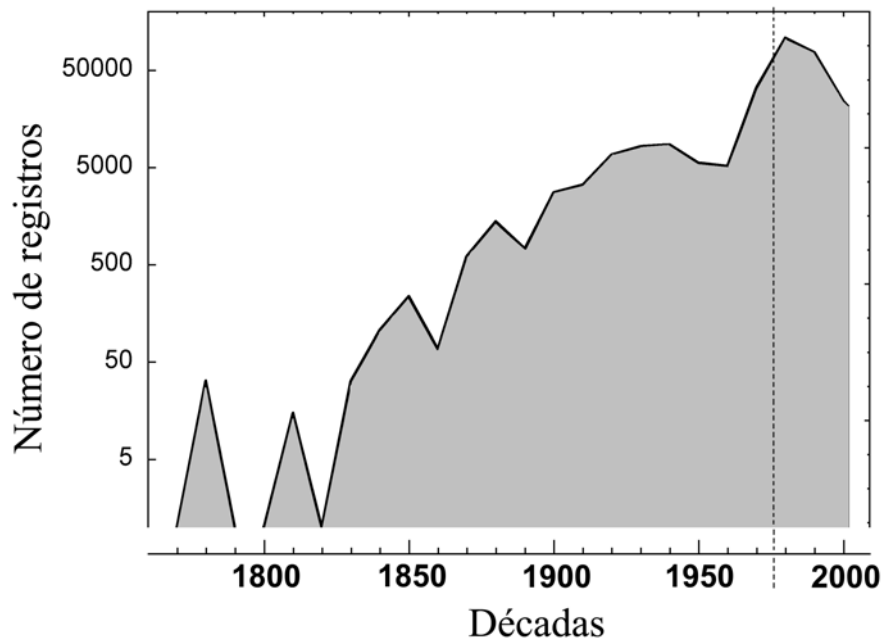


Figura 1. Distribución histórica de los registros de la base de datos (número de registros por década). La línea de puntos vertical indica el año promedio (1978 \pm 23,6). Nótese que el eje Y se encuentra en escala logarítmica.

Valorando la calidad de los inventarios locales

Utilizando el número de registros de la base de datos como unidad de esfuerzo de muestreo, se aplicó la ecuación de Clench (p. ej. Soberón & Llorente, 1993) para estimar la tasa media de especies añadidas por registro. El número de registros de la base de datos se encontró más fuertemente correlacionado con la tasa de acumulación de especies que con otras variables (número de individuos, sitios, publicaciones o fuentes bibliográficas, fechas de captura, etc.: Capítulo 2).

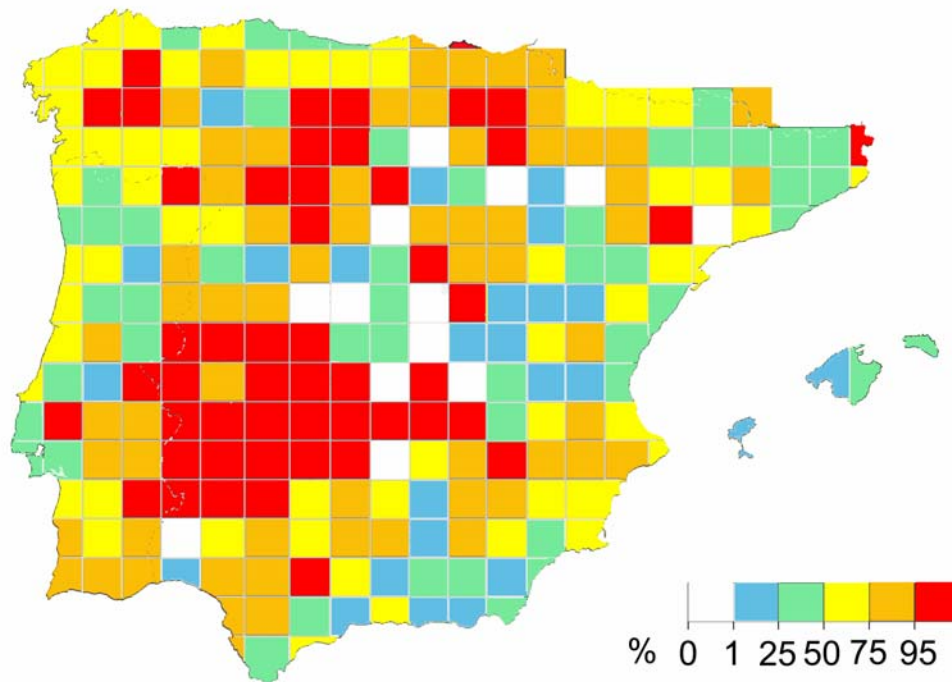


Figura 2. Distribución geográfica de la proporción de datos recientes. El porcentaje de registros de la base de datos posteriores a 1978 se encuentra representado por tonos que varían de azul a rojo según se incrementa el porcentaje de registros.

A pesar de ser un método que requiere tiempo en su ejecución, se prefirió utilizar la ecuación de Clench (aleatorizando los datos 100 veces: Colwell, 2000) en lugar de otros estimadores paramétricos o no paramétricos (p. ej. Soberón & Llorente, 1993; Colwell & Coddington, 1994; Peterson & Slade, 1998; Colwell, 2000; Petersen & Meier, 2003) por las ventajas comentadas en el Capítulo 2. Se realizó una comparación entre la riqueza de especies estimada obtenida con este método y la obtenida con tres estimadores no paramétricos (Jackknife 1 y 2, y Chao 2: Burnham & Overton, 1979; Heltshe & Forrester, 1983; Chao, 1984; Smith & van Belle, 1984; Chao, 1987; Colwell, 2000), que se presenta al principio de la sección de resultados.

Se usó la proporción especies registradas/predichas como medida de la completitud del inventario (Soberón *et al.*, 2000; Capítulo 2). Una cuadrícula se consideró bien estudiada cuando su riqueza de especies observada era igual o mayor que el 90% del valor predicho.

Regiones eco-fisiográficas

Para estimar el grado en el que la selección de cuadrículas cubre la mayoría de los gradientes ambientales existentes en el área de estudio, se valoró la proporción de cuadrículas de 50 km de lado bien estudiadas en cada región eco-fisiográfica. Para ello, se adoptó la clasificación de áreas propuesta por Lobo & Martín-Piera (2002).

Ésta se basa en cuadrículas de 50 x 50 km y se realizó a partir de métodos de clasificación jerárquica de la distribución de las variables fisiográficas más relevantes en el área de estudio. Se calculó la proporción de cuadrículas bien estudiadas en cada subregión, así como la riqueza de especies asociada y el número de registros de la base de datos que presentaban cada una de estas subregiones.

Variables espaciales, ambientales y de uso del suelo

Se realizaron regresiones múltiples de 22 variables continuas (ambientales, de uso del suelo inducido por el hombre y variables espaciales) con los valores de completitud obtenidos y con el número de registros de la base de datos como variables dependientes. Las variables ambientales incluían cuatro topográficas (altitud mínima, altitud máxima, altitud media y diferencia de altitud), cuatro litológicas (porcentaje de área con suelos calizos, arcillosos, silíceos, y diversidad litológica) y ocho variables climáticas (temperatura media de las mínimas, temperatura media de las máximas, temperatura media anual, amplitud térmica, precipitación media anual, precipitación estival, amplitud de precipitaciones y porcentaje medio anual de horas de sol). Las variables de uso de suelo, seleccionadas para representar el grado de alteración provocada por el hombre, miden la cobertura de cuatro paisajes abundantes en el área de estudio: 1) áreas urbanas e industriales, 2) cultivos de regadío, 3) cultivos de secano, y 4) pastos antrópicos. La longitud y latitud del centroide de cada cuadrícula UTM, medidas como las coordenadas X e Y en metros en esta proyección, se utilizaron como variable espacial.

Los datos climáticos (con una resolución original de 1 km) provienen del Instituto Nacional de Meteorología de España (INM, <http://www.inm.es/>) y del Instituto Meteorológico portugués (IM, <http://www.meteo.pt/>). Las variables topográficas proceden de un Modelo Digital del Terreno (MDT) y fueron obtenidas por superposición con los polígonos de las cuadrículas UTM de 50 km de lado en el sistema de información geográfica IDRISI (Clark Labs, 2000). Los datos de uso de suelo (de resolución original 282 m²) provienen del programa CORINE Land Cover 1985-1990 (Coordination of Information on the Environment) (European Environment Agency, 2000), procediéndose de idéntica forma a su superposición con IDRISI (Clark Labs, 2003). La composición dominante del sustrato se obtuvo de mapas geológicos (escala 1:200.000, Instituto Geográfico Nacional, 1995); éstos fueron primero digitalizados y después superpuestos a los polígonos de 50 km mediante IDRISI (Clark Labs, 2003). La diversidad litológica de cada cuadrícula se estimó aplicando el índice de diversidad de Shannon (Magurran, 2004) a las variables litológicas previamente descritas. Todas las variables se estandarizaron a media cero

y desviación estándar uno, para eliminar el efecto de las diferentes escalas de medida en cada una de las variables.

Valoración de los efectos de las variables ambientales y espaciales en el esfuerzo de muestreo

La relación entre la completitud de las cuadrículas y las variables ambientales seleccionadas se valoró mediante Modelos Lineales Generales (MLG: McCullagh & Nelder, 1989; Crawley, 1993), los cuales tienen en cuenta la no linealidad de los datos, y permiten asumir un amplio rango de modelos de distribución diferentes a la distribución normal. Se asumió una distribución de Poisson, ya que la relación entre la variable dependiente y las variables explicativas (*link function*) tiende a ser logarítmica en el caso del número de registros de la base de datos, y lineal para el porcentaje de especies observadas.

Para evaluar las posibles relaciones curvilíneas en las cuadrículas bien muestreadas, la variable dependiente se relacionó previamente con una función lineal, cuadrática o cúbica de cada una de las variables ambientales, de forma separada (Austin, 1980). Posteriormente, se realizó una regresión paso a paso hacia adelante (*forward stepwise*), para introducir las variables en el modelo (ver Nicholls, 1989; Austin *et al.*, 1996). En primer lugar, se introdujo en el modelo la función lineal, cuadrática o cúbica de la variable que representaba el mayor cambio en la desviación (medida de dispersión que señala la variabilidad de la variable dependiente). Se comprobó la significación de las restantes variables y se añadieron al modelo de manera secuencial de acuerdo con su peso estimado. El proceso se repitió de forma iterativa hasta que no quedaron más variables explicativas estadísticamente significativas ($p < 0.05$). En cada paso, se probó la significación de los términos seleccionados, sometiendo el nuevo modelo a un proceso de regresión por pasos hacia atrás (*backward stepwise*). Se eliminaron los términos que en este paso resultaron no significativos. El modelo final se construyó de manera separada para cada uno de los tres tipos de variables explicativas (ambientales, uso del suelo o espaciales). Se estudió el porcentaje de variabilidad explicada por las diferentes posibles combinaciones de estos tipos de factores explicativos. En el caso de las variables espaciales, se incluyeron en el modelo los términos de la ecuación polinomial de tercer grado de la latitud y longitud central (*Trend Surface Analysis*, TSA: Legendre, 1993): $x + x^2 + x^3 + y + y^2 + y^3 + xy + x^2y + xy^2$. Este procedimiento soluciona los problemas de colinearidad y autocorrelación espacial de las variables ambientales y permite incorporar la influencia de las estructuras espaciales que derivan de los

efectos de otras variables históricas, bióticas o ambientales que no se han tenido en cuenta (Legendre & Legendre, 1998). Se realizó una regresión por pasos hacia atrás con los nueve términos de la ecuación como variables predictivas, para eliminar los términos espaciales no significativos.

Todos los análisis se llevaron a cabo con el paquete estadístico STATISTICA 6.1 (StatSoft, 2004).

RESULTADOS

Riqueza de especies estimada

Aunque los diferentes estimadores de la riqueza de especies se correlacionaban entre sí (Tabla 1), los obtenidos con la ecuación de Clench eran los menos directamente relacionados con el número de registros por cuadrícula de la base de datos. Más aún, este efecto era más marcado con un bajo número de registros, y más conservador cuando el número de registros era alto (Figura 3). Aunque esto no demuestra que esta función sea más eficiente que otros métodos para determinar el número real de especies, sugiere que es más sensible a la estructura de los datos que al número de observaciones independientes (es decir, el número de registros).

Selección de las cuadrículas bien estudiadas

Como promedio, el número de registros de la base de datos alcanzó el valor asintótico de la relación entre especies y registros alrededor de los 2.000 registros (Figura 4). De 257 cuadrículas, 158 presentaron valores de completitud superiores a 75%, y 95 de ellas alcanzaron valores de 90% o superior (Figuras 4 y 5). Se detectó una discontinuidad en la relación entre los valores observados y los estimados, usando una regresión lineal por partes (*piecewise*), a un porcentaje de completitud de alrededor del 88% (Figura 6). Tomando este porcentaje como punto de corte, 101 cuadrículas de 50 km de lado fueron clasificadas como bien muestreadas (Tabla 2), por lo que en la práctica se seleccionó el porcentaje de 90% como punto de corte (cercano al obtenido y ligeramente conservador). De ahora en adelante en este capítulo, las cuadrículas con ratios de completitud iguales o superiores a 90% se denominarán “bien estudiadas o muestreadas”.

	Chao2	Jackknife1	Jackknife2
Clench	0,903	0,853	0,881
Chao2		0,923	0,953
Jackknife1			0,983

Tabla 1. Coeficientes de correlación de Pearson entre las diferentes estimas de riqueza de especies para las cuadrículas de 50 x 50 km en el área de estudio, medidos con tres estimadores no paramétricos (Chao2, Jackknife1, Jackknife2) y un estimador asintótico (Clench). En todos los casos $n=257$ y $p<0,0001$.

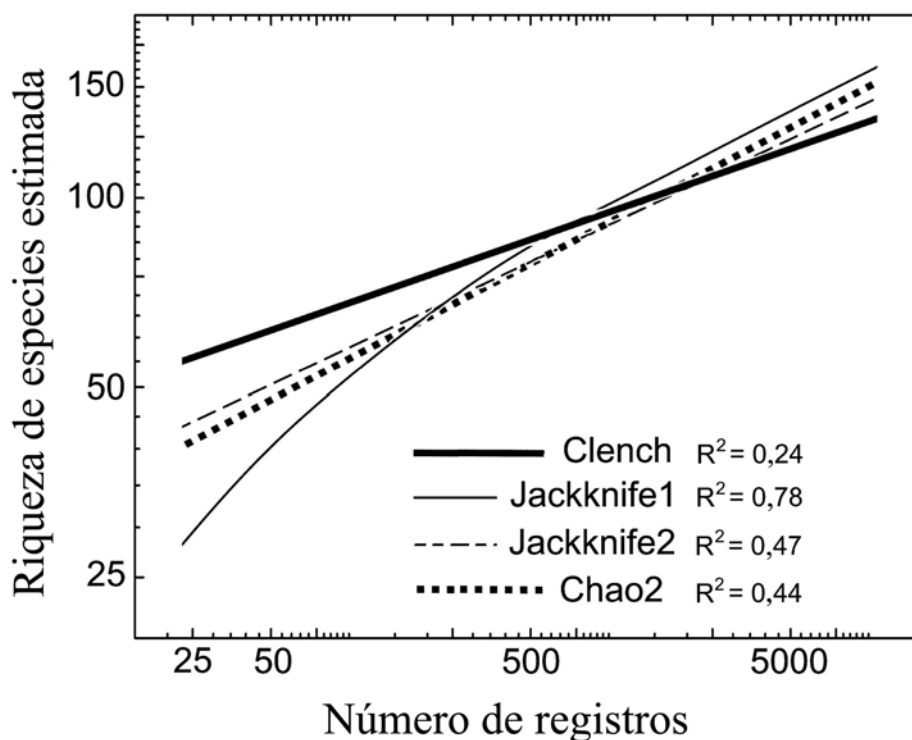


Figura 3. Comparación de las relaciones entre cuatro estimas de riqueza de especies (obtenidas usando cuatro estimadores diferentes) y el número de registros de la base de datos. Los coeficientes de determinación mostrados (R^2) provienen de las funciones exponenciales ajustadas a los valores de los estimadores relativos al número de registros, a excepción de los valores de Jackknife1, los cuales se ajustan ligeramente mejor a una curva logarítmica ($R^2 = 0,78$) que a una exponencial ($R^2 = 0,77$). Todos los valores de R^2 son significativos a un nivel de significación $p<0,0001$ ($n=257$)

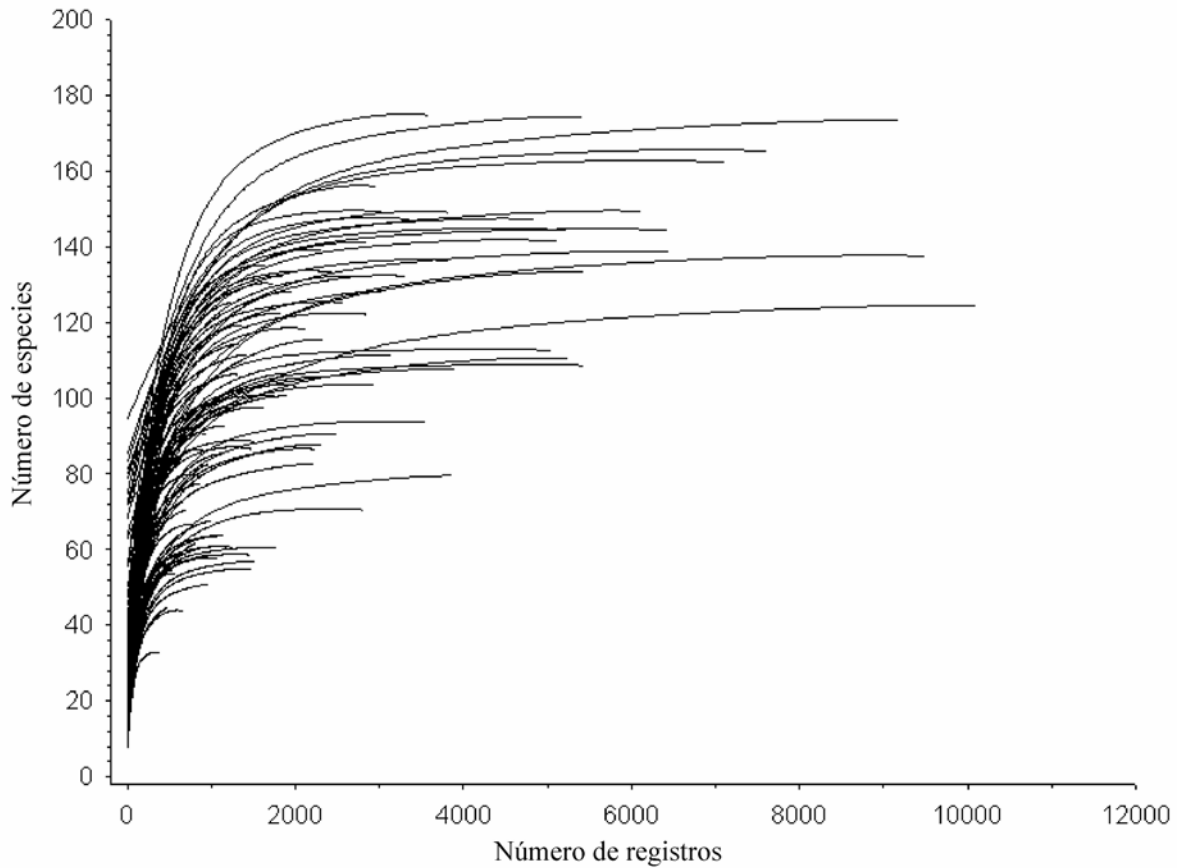


Figura 4. Curvas de acumulación (función de Clench) de las 95 cuadrículas UTM de 50 km de lado con porcentaje de especies observadas respecto de las predichas igual o superior a 90%. Existe una tendencia a que el número de registros siga acumulándose en las cuadrículas de mayor riqueza a pesar de que el número de especies censadas se aproxima al 100%.

El número de especies en las cuadrículas bien estudiadas variaba ampliamente (35-177, Figura 7). Los efectos de algunas variables ambientales en la intensidad de muestreo se podrían detectar en este estado: por ejemplo, dividir las unidades de área en aquellas que presenten una elevación media por encima o por debajo de la media, sugería que algunos sitios en áreas montañosas se prospectaban repetidamente después de que sus inventarios se encontraran completos, lo que no ocurría en áreas de baja altitud (Figura 6, B-C).

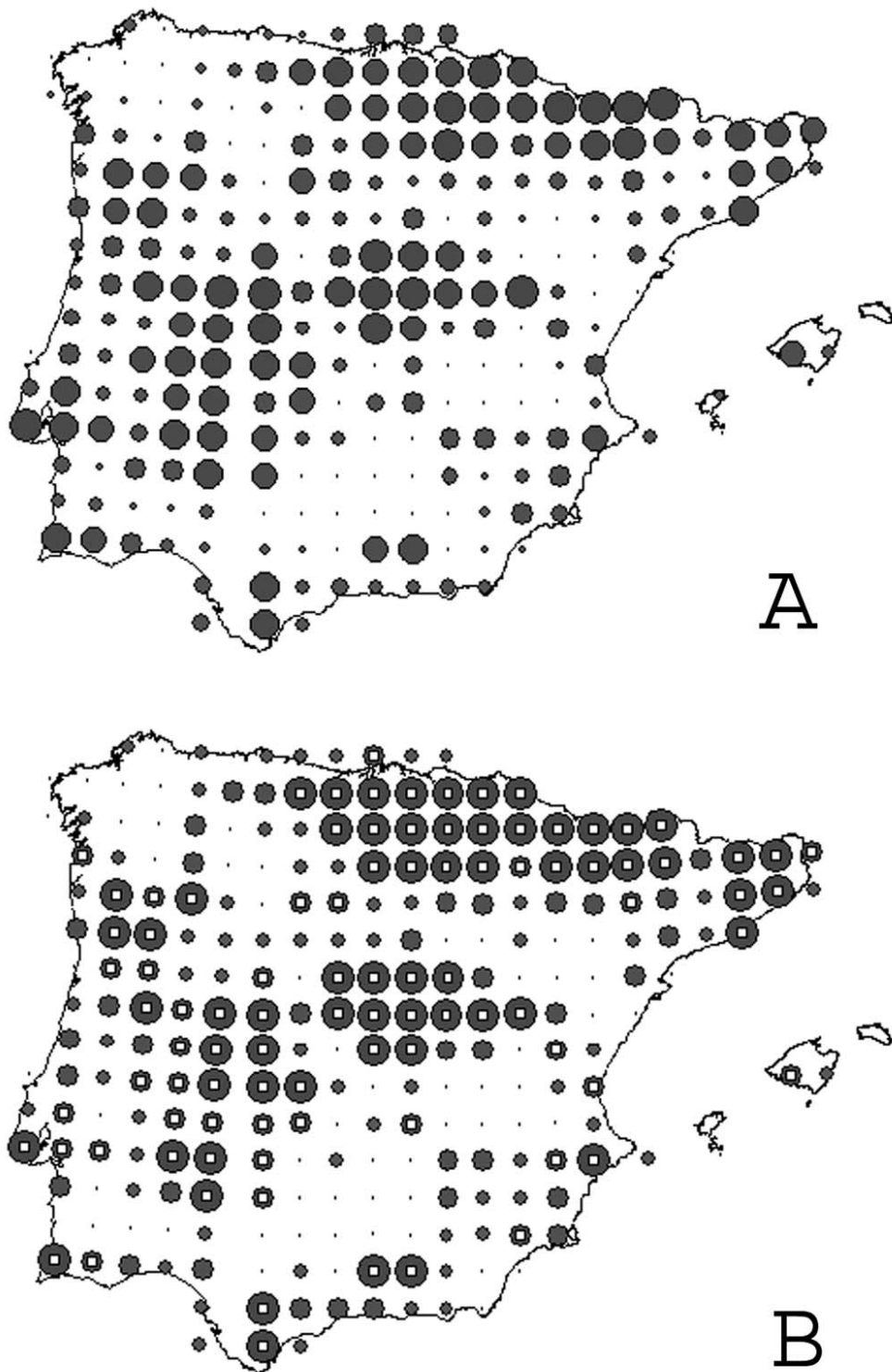


Figura 5. Distribución geográfica de la intensidad de muestreo de los estudios faunísticos de las mariposas diurnas a lo largo de la Península Ibérica e islas Baleares. El diámetro variable de los puntos es proporcional a la intensidad de muestreo en una escala de cuatro categorías (cuartiles) en cada rango de valores. A) Esfuerzo de muestreo estimado como la proporción entre el número de especies registradas y el predicho por la curva de acumulación (función de Clench). B) Número de registros por cuadrícula. Los cuadrados blancos indican cuadrículas bien estudiadas, aquellas donde la proporción (número de especies registradas/número de especies predichas) es igual o mayor a 90%.

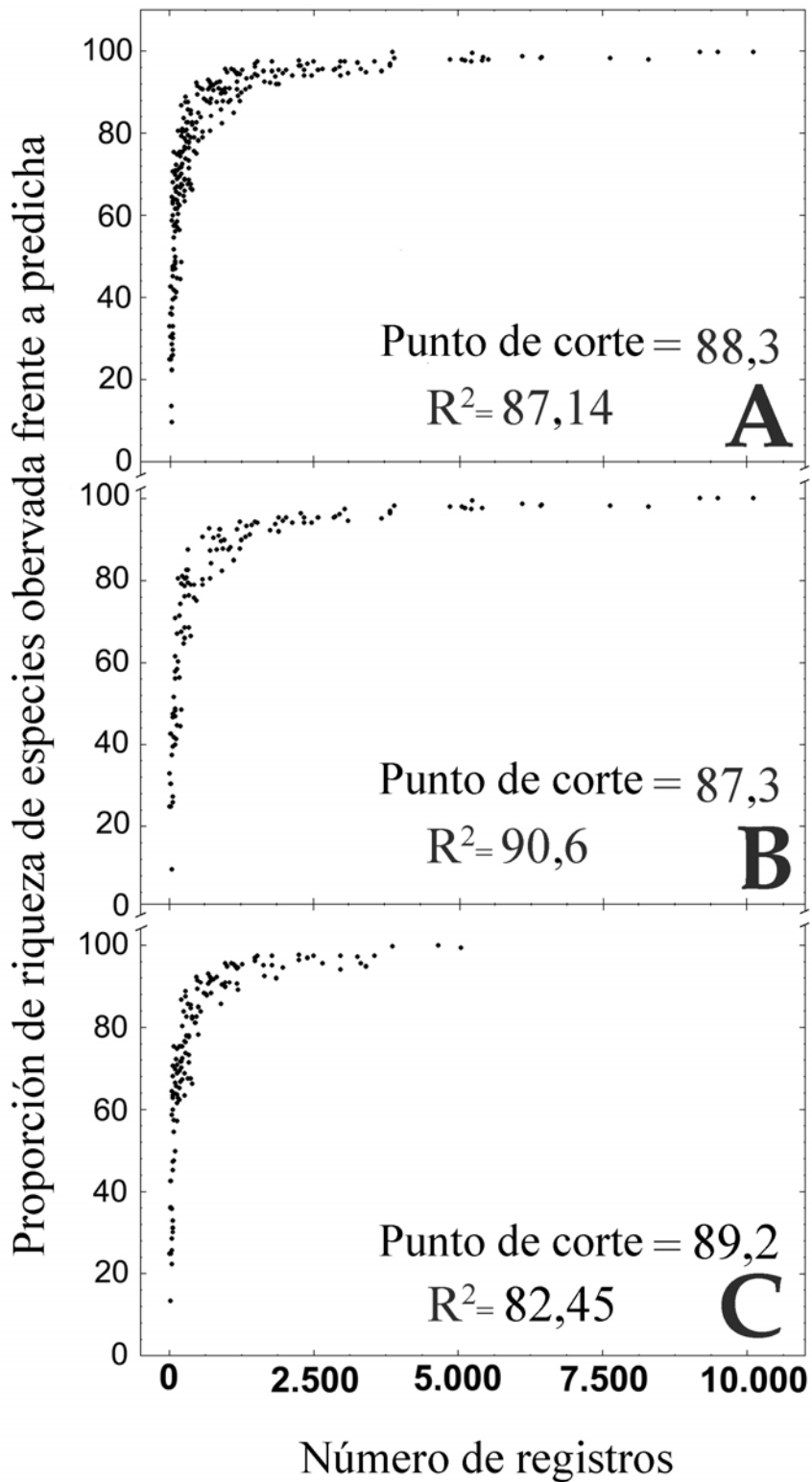


Figura 6. Relación entre el número de registros de la base de datos y la proporción de riqueza de especies registrada entre la predicha, para el total de cuadrículas del área de estudio (A) y para el subconjunto de cuadrículas con elevaciones medias superiores a (B) e inferiores a (C) la media. Se indican los respectivos puntos de corte y coeficientes de determinación (R^2).

	EUROSIBERIANA	MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL	MEDITERRÁNEO ORIENTAL	MEDITERRÁNEO ORIENTAL-ISLAS	MESETA NORTE	MESETA SUR	MONTAÑA	Total general
Número de celdas UTM 50x50	37	26	32	5	46	76	35	257
más del 75 % de especies predichas	18 (48,6 %)	19 (73,1 %)	20 (62,5 %)	1 (20 %)	32 (69,6 %)	42 (55,3 %)	26 (74,3 %)	158 (61,5 %)
más del 90 % de especies predichas	11 (29,7 %)	7 (26,9 %)	12 (37,5 %)	1 (20 %)	21 (45,7 %)	27 (35,5 %)	16 (45,7 %)	95 (37,0 %)
Nº total registros	30532	18156	36265	752	53884	63674	85809	289072
Nº medio de registros/cuadrícula	825,2 ± 202,9	698,3 ± 186,9	1133,9 ± 273,4	150,4 ± 81,7	1171,4 ± 201,6	837,8 ± 173,8	2451,7 ± 481,9	1124,8 ± 107,8
Nº medio de registros/cuadrícula de >75%	1555,6 ± 342,8	911,3 ± 238,2	1705,3 ± 385,8	452 ± 0	1616,9 ± 252,2	1455,2 ± 281,3	3250,7 ± 570,7	1754,7 ± 155,7
Nº medio de registros/cuadrícula de >90%	2250,6 ± 442,8	1867,6 ± 464,4	2511 ± 527,5	452 ± 0	2218,7 ± 307,2	2052,0 ± 393,6	4821,8 ± 671,9	2605,9 ± 217,9
Nº especies	66,1 ± 6,0	50,9 ± 3,6	84,1 ± 6,5	22 ± 6,2	84,4 ± 5,6	54,3 ± 3,5	116,1 ± 6,8	226
Promedio especies >75%	89,6 ± 7,5	58,5 ± 3,1	99 ± 7,7	35 ± 0	98,5 ± 5,9	73,8 ± 3,7	134,7 ± 4,9	91,7 ± 2,9
Promedio especies >90%	107,6 ± 6,9	66,1 ± 5,9	115,7 ± 9,3	35 ± 0	113,1 ± 5,1	77,8 ± 4,4	145,4 ± 5,6	103,9 ± 3,6
Nº total especies en la region	176	113	190	39	183	157	223	226

Tabla 2. Número de cuadrículas de 50 km de lado, número de registros de la base de datos, y número de especies por cuadrícula, perteneciente a cada región fisioclimática, a dos niveles de esfuerzo de muestreo estimado (>75% y >90%). Todos los valores de media se muestran ± la desviación estándar.

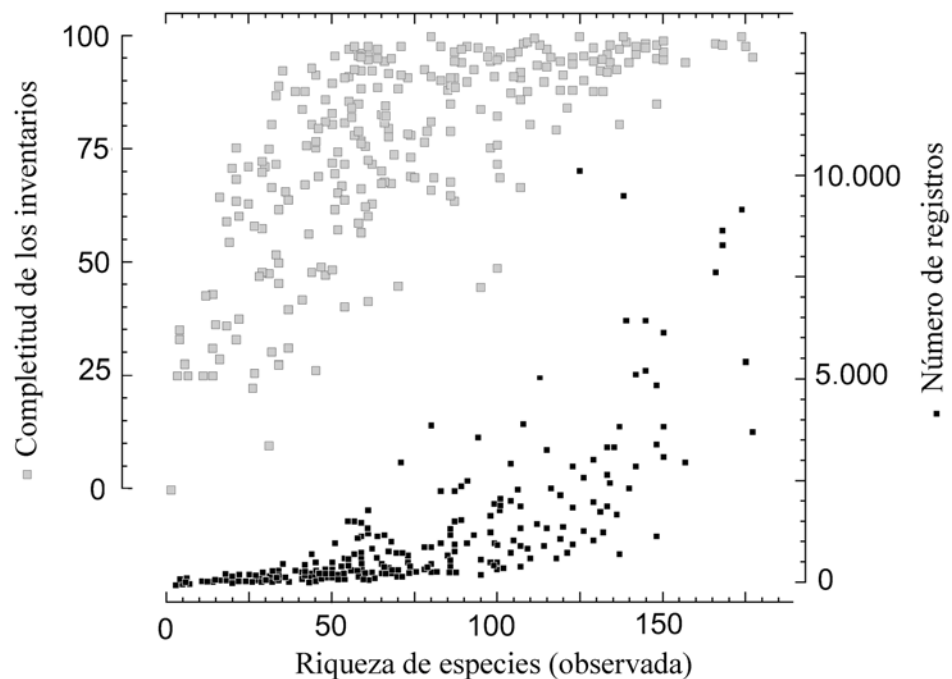


Figura 7. Relación entre el grado de completitud estimado de los inventarios (proporción de riqueza de especies observada entre predicha) y el número de especies observado ($R=0,771$, $p<0,0001$) y de este último con el número de registros de la base de datos ($R=0,717$, $p<0,0001$). Nótese la escala diferente a la izquierda y a la derecha en el eje Y. La relación entre el número de registros y la riqueza de especies estimada se puede apreciar en la figura 3.

Distribución de las cuadrículas bien muestreadas

El porcentaje de cuadrículas bien muestreadas en cada una de las áreas definidas por Lobo & Martín-Piera (2002) variaba entre 27 y 46% (Tabla 2). La proporción resultó menor en el área insular, donde sólo una de las cinco cuadrículas insulares se clasificó como bien muestreada. Las restantes subregiones contenían una aceptable, y aproximadamente similar, proporción de cuadrículas bien estudiadas ($\chi^2 = 3,82$; $p = 0,70$; $GL = 6$). Con esta base, no se debería esperar ningún sesgo geográfico importante en la distribución del esfuerzo de muestreo estimado. Sin embargo, la correlación significativa del número de registros de la base de datos con la mayoría de las variables ambientales (Tabla 3) sugería que un análisis más exhaustivo podría demostrar cierto grado de heterogeneidad espacial en el esfuerzo de muestreo subyacente al patrón general. En la siguiente sección se trata este último punto en mayor detalle.

Variables explicativas	Desv	% Desv	Función	Signo
<i>Variables ambientales</i>				
Altitud máxima	349982	24,59	cuadrática	+ -
Diferencia de altitud	367873	20,74	cuadrática	+ -
Temperatura media anual	389606	16,06	cuadrática	- +
Temperatura Media Mínimas	394044	15,10	cuadrática	- +
Altitud media	397251	14,41	lineal	+
Precipitación estival	401710	13,45	cuadrática	+ +
Temperatura Media Máximas	406156	12,49	cuadrática	- +
Porcentaje medio anual de horas de sol	426741	8,05	cuadrática	- -
Altitud mínima	430675	7,21	cuadrática	+ -
Diversidad litológica	440320	5,13	cuadrática	+ +
Suelos calizos	443705	4,40	cuadrática	+ -
Suelos silíceos	447798	3,52	cuadrática	- -
Suelos arcillosos	450583	2,92	cuadrática	+ -
Amplitud térmica	451376	2,75	cuadrática	+ -
Precipitación media anual	453411	2,31	cuadrática	+ -
<i>Variables de uso del suelo</i>				
Uso de suelo urbano	428706	7,63	cuadrática	- +
Pastos antrópicos	432497	6,81	cuadrática	+ -
Cultivos de secano	453716	2,24	cuadrática	- -
Cultivos de regadío	457075	1,52	cuadrática	- +
Modelo ambiental (A)	277985	40,11		
Modelo uso del suelo (U)	376839	18,81		
Modelo espacial (E)	301827	34,97		
A + U	223904	51,76		
E + A	197234,1	57,50		
U + E	217658	53,10		
A+ E + U	141283,9	69,56		

Tabla 3. Variables ambientales, geográficas y de uso del suelo significativas ($p < 0,05$) y con un porcentaje de desviación $> 1,0$ seleccionadas para estimar la dependencia del esfuerzo de muestreo (medido como el número de registros de la base de datos). Los datos provienen de 257 cuadrículas UTM de 50 km de lado. Debajo se muestra el resumen de los modelos de regresión finales seleccionados con variables ambientales, espaciales y de uso del suelo. Desv: desviación explicada por cada variable. % Desv: porcentaje de desviación explicada.

Medida de los sesgos ambientales, geográficos y espaciales en la distribución de las cuadrículas bien muestreadas

El modelo final explicó aproximadamente el 70% de la variación de la distribución del número de registros de la base de datos. Los tres subconjuntos de variables (ambientales, espaciales y de uso del suelo) explicaron cantidades significativas de la variación (Tabla 3) siguiendo un patrón geográfico bien definido. El modelo completo predijo que los registros se hallaban más densamente concentrados en el noreste de la Península (en los Pirineos), así como en las cercanías de Madrid (Figura 8 D). Esta última, era el área donde el esfuerzo de muestreo se correlacionaba más intensamente con las variables ambientales y espaciales, y de manera adicional y relevante, con variables de uso del suelo (Figura 8).

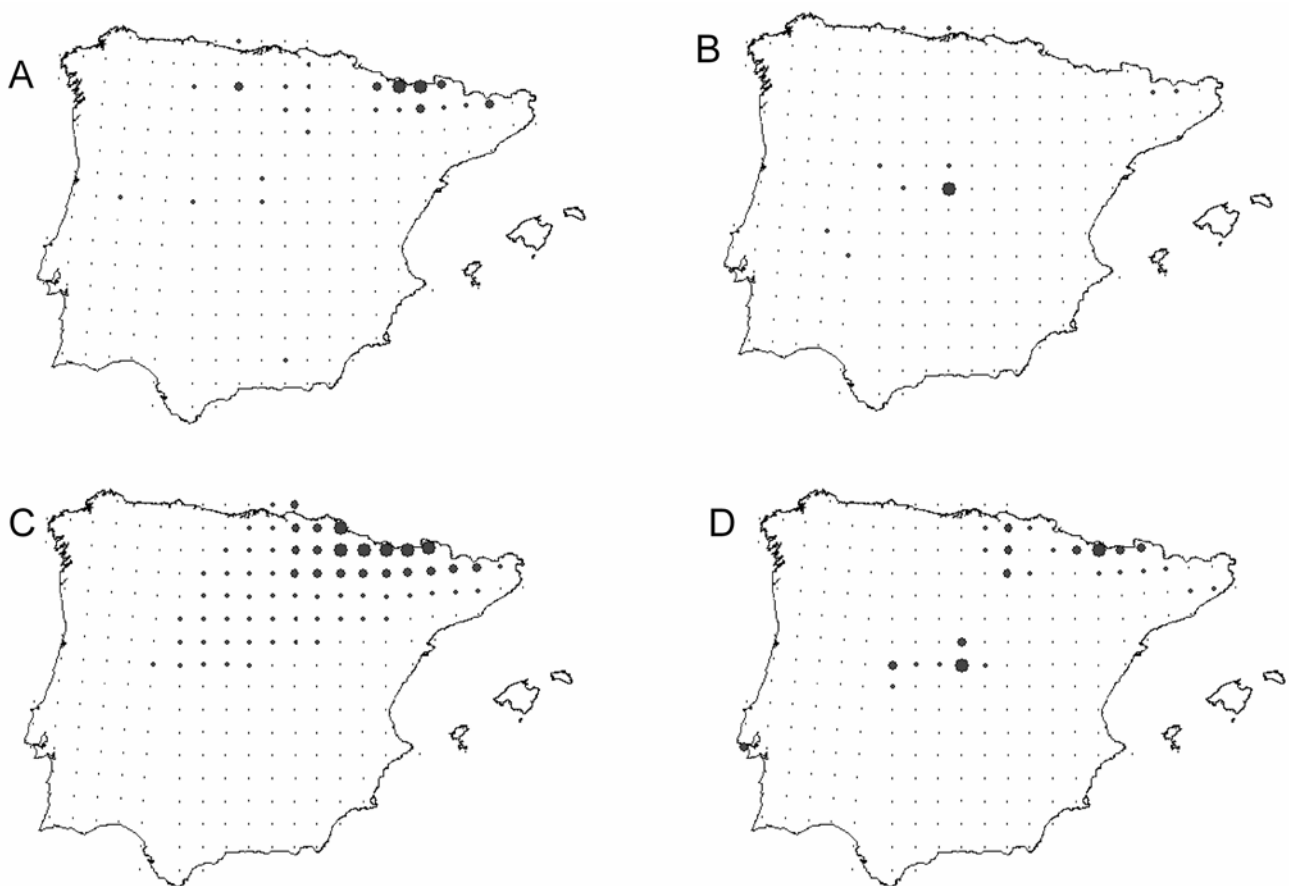


Figura 8. Distribución geográfica del sesgo en el número de registros de la base de datos, en relación con las variables ambientales, de uso del suelo y espaciales. Los puntos representan el número de registros predichos por cuatro modelos de regresión con diferentes conjuntos de variables independientes: (A) variables ambientales, (B) de uso del suelo, (C) variables espaciales, y (D) modelo completo con todas las variables consideradas. El diámetro de los puntos es proporcional al valor de las cuadrículas predichas, en una escala de cuatro categorías (cuartiles).

Las variables se introdujeron en el modelo en el siguiente orden: 1) ambientales, 2) uso del suelo, 3) espaciales, produciendo incrementos significativos progresivos del porcentaje de variabilidad explicada (Tabla 3), lo que demuestra la relevancia general de añadir las variables espaciales a las de uso de suelo o ambientales.

Los valores de completitud fueron también explicados por las variables seleccionadas, aunque su poder explicativo fue considerablemente menor (27%). Las variables espaciales resultaron ser las más relevantes (Tabla 4). Los valores predichos para el modelo completo seguían un patrón geográfico bimodal a lo largo de un gradiente centro-oeste/noreste (Figura 9 D). Las variables ambientales se encargaron de explicar el máximo de completitud del noreste (Figura 9 A), mientras que el uso del suelo explicaba los altos valores de completitud encontrados alrededor de las ciudades más importantes (Madrid, Barcelona y Lisboa).

Variables explicativas	Desv	% Desv	Función	Signo
<i>Variables ambientales</i>				
Diferencia de altitud	1867	2,98	cuadrática	++
Altitud máxima	1873	2,66	cuadrática	++
Precipitación estival	1887	1,96	lineal	+
Temperatura Media Máximas	1896	1,49	lineal	-
Amplitud térmica	1901	1,21	cuadrática	--
diversidad litologica	1902	1,18	cuadrática	++
<i>Variables de uso del suelo</i>				
Uso de suelo urbano	1877	2,45	lineal	+
Pastos antrópicos	1886	2,00	cuadrática	+ -
Modelo ambiental (A)	1835	4,67		
Modelo uso del suelo (U)	1833	4,76		
Modelo espacial (E)	1551	19,40		
A + U	1761	8,50		
E + A	1488	22,68		
U + E	1475	23,41		
A+ E + U	1412	26,61		

Tabla 4. Variables ambientales, geográficas y de uso del suelo significativas ($p < 0,05$) y con un porcentaje de desvianza $> 1,0$ seleccionadas para explicar la dependencia del sesgo de muestreo (variable dependiente) medido como la proporción entre la riqueza de especies observada y la predicha (estimada a partir de la función de Clench). Debajo se muestra el resumen de los modelos de regresión finales seleccionados con variables ambientales, espaciales y de uso del suelo. Desv: desvianza explicada por cada variable. % Desv: porcentaje de desvianza explicada.

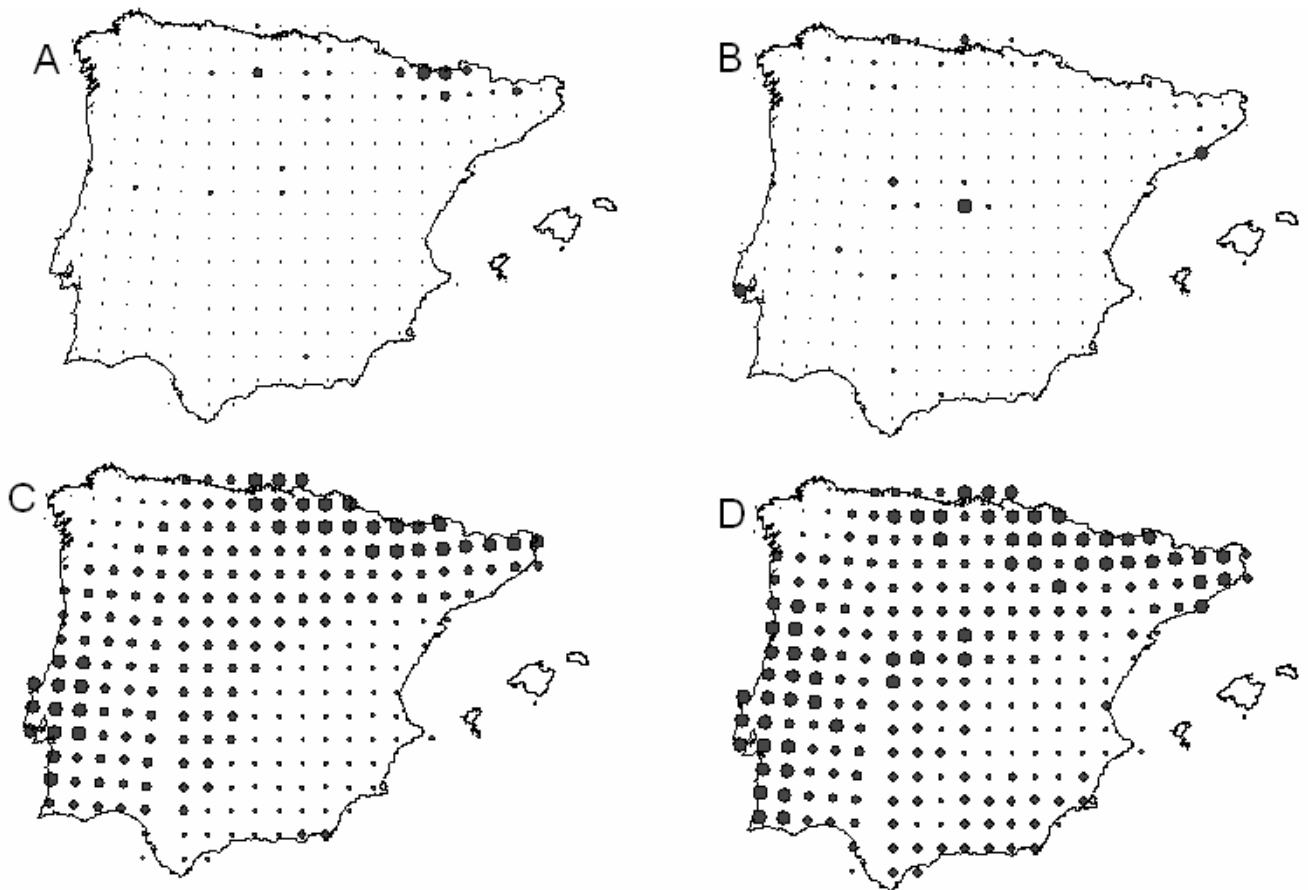


Figura 9. Distribución geográfica de la cantidad de sesgo en el esfuerzo de muestreo (medido como la proporción de riqueza de especies observada frente a la predicha) atribuible a variables ambientales, de uso del suelo y espaciales. Los valores representados son los valores predichos para la variable dependiente en cuatro modelos de regresión múltiple basados en cuatro conjuntos diferentes de variables predictivas: (A) variables ambientales, (B) de uso del suelo, (C) variables espaciales, y (D) modelo completo con todas las variables consideradas. El diámetro de los puntos es proporcional al valor de las cuadrículas predichas, en una escala de cuatro categorías (cuartiles).

Estos patrones ambientales y espaciales en el esfuerzo de muestreo se detectaron incluso cuando se consideraron solamente las cuadrículas bien estudiadas. Las variables espaciales seguían siendo capaces de explicar casi el 13% del porcentaje de completitud. Este porcentaje se incrementó hasta un 19% cuando se incluyeron todas las variables en el modelo (Tabla 5). La proporción de variación explicada por las variables de uso del suelo y las variables ambientales resultó mucho menor que la explicada por los efectos espaciales, haciendo evidente una baja correlación entre los patrones espaciales y otras fuentes de variación. La distribución geográfica de los valores predichos por el modelo, seguía el mismo patrón bimodal descrito anteriormente (Figura 10).

Variables explicativas	Desv	% Desv	Función	Signo
<i>Variables ambientales</i>				
Altitud máxima	328,869	2,88	lineal	-
Diferencia de altitud	330,161	2,49	lineal	-
Temperatura media anual	332,932	1,68	lineal	+
Temperatura Media Mínimas	333,838	1,41	lineal	+
Temperatura Media Máximas	333,850	1,41	lineal	+
Altitud media	334,749	1,14	lineal	-
Precipitación estival	334,955	1,08	lineal	-
<i>Variables de uso del suelo</i>				
Urbano	331,950	1,97	lineal	-
Pastos antrópicos	333,221	1,59	lineal	-
Modelo ambiental (A)	328,869	2,88		
Modelo uso del suelo (U)	326,612	3,54		
Modelo espacial (E)	295,749	12,66		
A + U	317,828	6,14		
E + A	287,737	15,02		
U + E	287,325	15,14		
A+ E + U	273,755	19,15		

Tabla 5. Variables ambientales, geográficas y de uso del suelo significativas ($p < 0,05$) y con un porcentaje de desviación $> 1,0$ seleccionadas para explicar la dependencia del sesgo de muestreo (variable dependiente) medido como la proporción entre la riqueza de especies observada y la predicha en las cuadrículas bien estudiadas ($n = 95$, aquellas en las que la riqueza de especies observada era igual o mayor que el 90% del valor predicho). Debajo se muestra el resumen de los modelos de regresión finales seleccionados con variables ambientales, espaciales y de uso del suelo. Desv: desviación explicada por cada variable. % Desv: porcentaje de desviación explicada.

DISCUSIÓN

El proceso estadístico empleado ha sido utilizado previamente como una herramienta para estimar la riqueza de especies en áreas incompletamente muestreadas (Carrascal *et al.*, 2002; Lobo & Martín-Piera, 2002; Lobo *et al.*, 2002; Hortal *et al.*, 2004). Sin embargo, más que centrarse en el número de especies, esta aproximación intenta explicar los modos en los que la información en sí misma ha sido modelada a lo largo de un espacio geográfico.

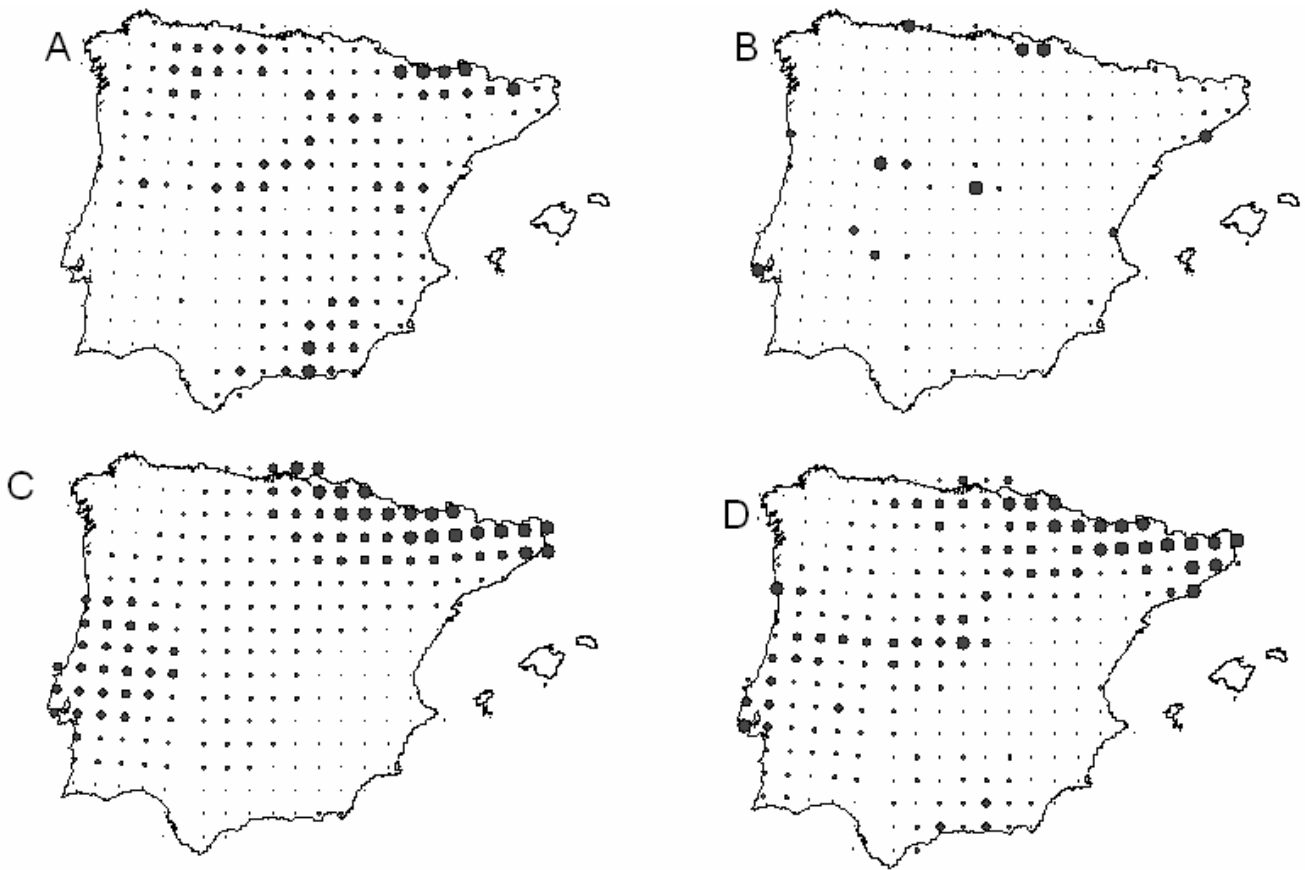


Figura 10. Distribución geográfica del sesgo en el esfuerzo de muestreo (medido como la proporción de riqueza de especies observada frente a la predicha) en relación con variables ambientales, de uso del suelo y espaciales, medidas usando solamente el subconjunto de cuadrículas bien estudiadas. Los modelos de regresión se ajustaron a los datos de las cuadrículas con proporciones de riqueza de especies registrada frente a predicha mayores del 90% (ver figura 5), y los valores fueron predichos para el conjunto total de cuadrículas. Los cuatro mapas muestran los valores predichos de: (A) las variables ambientales, (B) de uso del suelo, (C) variables espaciales, y (D) de todas las variables consideradas (ambientales, uso del suelo y espaciales). El diámetro de los puntos es proporcional al valor de las cuadrículas predichas, en una escala de cuatro categorías (cuartiles).

Sin duda, los resultados pueden ser criticados desde varios puntos de vista. Por ejemplo, el relativamente gran tamaño de las unidades de área seleccionadas, lo que ciertamente no contribuye a una explicación de alto poder resolutivo. Sin embargo, es dudoso, que una escala más fina mostrase realmente un patrón diferente al aquí obtenido, debido al substancialmente bajo número de cuadrículas bien estudiadas a 10 x 10 km, y a que virtualmente todas ellas se encontrarían localizadas dentro de las cuadrículas mayores (50 km de lado) que se han considerado como suficientemente prospectadas.

Por otra parte, la fuente de sesgo causada por los patrones cambiantes de la actividad humana durante los dos últimos siglos no puede deducirse directamente de los resultados obtenidos, ya que estos cambios potenciales no han sido controlados en el presente estudio. Desde este punto de vista, y dada la distribución en el tiempo de los datos analizados, los patrones detectados probablemente representen las tendencias dominantes en la recolección de mariposas durante la segunda mitad del siglo XX.

Dentro de los límites mencionados anteriormente, los resultados demuestran el interés de incorporar estimas de los sesgos en el esfuerzo de muestreo en los estudios de biodiversidad. Preliminares evaluaciones intuitivas de los datos de las mariposas ibero-baleares sugerían que la cobertura geográfica de los mismos era representativa de la diversidad de especies de mariposas esperada (García-Barros *et al.*, 2000; Garcia-Pereira, 2003; Romo & García-Barros, 2005), sin embargo, en este estudio se detectaron varias fuentes de sesgo en la intensidad de muestreo, evidentes incluso al analizar únicamente las cuadrículas bien estudiadas.

Una proporción importante de la variación en los datos no fue explicada por los modelos de regresión. Es probable que una parte de tal variación sea debida a los patrones cambiantes de la actividad humana (principalmente, cambios en el uso del suelo). Se ha sugerido que tales efectos puedan detectarse indirectamente por la ecuación polinomial de tercer grado de la latitud y longitud (Legendre & Legendre, 1998; Lobo & Martín-Piera, 2002). Los resultados aquí presentados sugieren que este puede ser el caso de las mariposas ibéricas. Ya que este hecho requiere una aproximación analítica más específica, el resto de la discusión ha de ser interpretada en términos de “efectos generales que son ampliamente atribuibles a las circunstancias ambientales dominantes durante los últimos cincuenta o sesenta años”.

Los sesgos geográficos en las intensidades de muestreo atribuibles a los diferentes conjuntos de variables ambientales eran ampliamente coincidentes, independientemente de la estima de la intensidad de muestreo, aunque aparecían algunas diferencias cuando se analizaron las correlaciones espaciales. Los modelos de regresión explicaban una mayor proporción de la variación en el número de registros que la completitud. Esto destaca el hecho de que la fiabilidad de las predicciones de la riqueza de especies depende de la calidad de los registros de la base de datos, más que de su número. Por ejemplo, el material publicado puede o no incluir información detallada, como el número de especímenes encontrado. Esto depende, a menudo, de la revista específica donde se haya publicado el trabajo, o de si se trata de revistas periódicas o atlas regionales. Estos últimos (disponibles solo

para algunas regiones) a menudo consisten en mapas de puntos carentes de cualquier otra información adicional.

Las variables de uso de suelo mostraron efectos relevantes solo a nivel local, pero evidentes en las cuadrículas de los alrededores de ciudades como Barcelona, Madrid y Lisboa. Los informes faunísticos de estas cuadrículas se han realizado de manera más o menos regular durante casi 150 años, mientras que la población humana en estas mismas áreas se ha cuadruplicado durante las últimas cinco décadas. Además, los datos de uso de suelo datan de 1990 y, por tanto, reflejan un patrón “moderno” de su explotación. Esto podría llevar a sobrestimar la diversidad de especies presentes de manera local.

Aunque de manera marginal, los efectos ambientales en la estima de esfuerzo de muestreo han demostrado que las colectas se han concentrado principalmente en las áreas montañosas.

La distribución geográfica de la estima de esfuerzo de muestreo mostró un patrón variado, disponiéndose las mayores densidades a lo largo de: 1) las principales cadenas montañosas (Pirineos, Cordillera Cantábrica, Sistema Central, Ibérico y la cordillera Bética), y 2) la costa sur mediterránea y la atlántica oeste (además de unas pequeñas zonas a lo largo del límite Portugués-Español). Este hecho refuerza dos tendencias señaladas en las mariposas británicas (Dennis & Thomas, 2000) y varios grupos de insectos ibéricos (Martín & Gurrea, 1999): 1) los lepidopterólogos locales sobreexplotan los sitios accesibles cercanos a su lugar de residencia, y 2) cuando la recolección implica un largo viaje desde el lugar de residencia del entomólogo (o si el colector viaja desde otros países), los sitios seleccionados se encuentran más frecuentemente dispersos a lo largo de las cadenas montañosas. Éstas albergan altos número de especies de mariposas en los países mediterráneos (Munguira, 1995; Hawkins & Porter, 2003b). Quizás, paradójicamente, amplias zonas a lo largo de las costas del este mediterráneo y del suroeste atlántico permanecen inframuestreadas, a pesar de su relevancia actual como recurso turístico. Esto puede ser debido al escaso atractivo entomológico de las áreas costeras turísticas excesivamente alteradas, lo que puede inducir a los colectores a viajar desde su lugar de residencia hacia las sierras costeras. Por eso, la aparentemente baja diversidad de estas áreas necesitaría ser re-evaluada.

Los resultados indican que los sesgos relacionados con el ambiente, espacio y uso del suelo son ampliamente independientes unos de otros. Sin embargo, sólo las variables espaciales han presentado un relativamente generalizado efecto en los datos. Sus efectos sugieren un gradiente positivo a lo largo del eje Noreste-Suroeste

según se aleja del centro de la Península. Esta tendencia presenta la misma dirección que la descrita para el gradiente dominante de la riqueza de especies de mariposas en la Península Ibérica (Martín & Gurrea, 1990), por tanto, sería interesante revalorar las tendencias geográficas en riqueza de especies mientras se controlan los efectos espaciales en el esfuerzo de muestreo (Capítulo 4).

Considerando específicamente la faunística de mariposas, al menos un tercio de las unidades de área seleccionadas en cada región fisiográfica parece haber sido adecuadamente prospectada. Esto parece ser suficiente para eventuales estudios de amplia escala, pero confirma que los datos no son todavía adecuados para análisis a una escala más fina. Los futuros trabajos faunísticos deberían concentrarse en sitios de clima mediterráneo, con altas temperaturas medias anuales, altitudes moderadas o bajas, y distantes de grandes asentamientos humanos.

CAPÍTULO 4.

VARIABLES EXPLICATIVAS DE LA DISTRIBUCIÓN DE LA RIQUEZA DE MARIPOSAS



Material inédito

Foto: *Issoria lathonia* (Linnaeus, 1758). Tomada por Helena Romo.

INTRODUCCIÓN

Se conocen múltiples definiciones de diversidad biológica o biodiversidad (Harper & Hawksworth, 1995), refiriéndose todas ellas a variación en todos los niveles de organización biológica. En la Convención de Diversidad Biológica celebrada en Río de Janeiro (1992), se definió la biodiversidad como la variedad de organismos vivos de todas clases y los complejos ecológicos de los que forman parte, lo que incluye la diversidad entre las especies, y entre las especies y los ecosistemas (Harper & Hawksworth, 1995; Gaston & Spicer, 2004). Uno de los atributos de la biodiversidad más fáciles de medir es la riqueza de especies, de amplia aplicación como estima de la biodiversidad (Gaston & Spicer, 2004) y presumiblemente correlacionada con otros aspectos de la misma. Por tanto, será empleada con este fin (estima de la biodiversidad) en este capítulo, considerada como el número de especies por cuadrícula del área de estudio.

La biodiversidad es un concepto importante en macroecología. Saber explicar las causas que la explican permite predecir el efecto de posibles cambios o la diversidad de lugares todavía no estudiados. De Candolle (1820) fue el primer autor que propuso que la distribución geográfica actual de los seres vivos depende de parámetros ecológicos e históricos. A nivel global, suele observarse un gradiente de riqueza desde los polos hasta el ecuador (por ejemplo Gaston, 2000; Gaston & Blackburn, 2003; Clarke, 2007; Currie, 2007; aunque hay excepciones: Kindlmann *et al.*, 2007). Las causas de este patrón no están completamente claras (Hawkins *et al.*, 2003a; Allen *et al.*, 2007; Clarke, 2007; Currie, 2007), pero parecen relacionarse positivamente con la productividad y con el hecho de que una mayor densidad de población total permite mayores posibilidades de ocupación de los nichos ecológicos en el tiempo y el espacio (por ejemplo Brown, 1995; Clarke, 2007; Allen *et al.*, 2007). En el caso de las plantas, el aspecto determinante parece ser la energía lumínica (a menudo correlacionada con la temperatura) siempre que haya agua disponible en cantidad suficiente (y por lo tanto, precipitación) (Hawkins *et al.*, 2003a; Whittaker *et al.*, 2003; Clarke, 2007). A escala global parece cumplirse el mismo patrón para las especies animales. La mayor productividad primaria y la mayor diversidad de plantas permiten también justificar una mayor diversidad animal; pero si bien es cierto que los ritmos de especiación, extinción y dispersión geográfica de las especies se encuentran determinados por la variación temporal y espacial del ambiente global (Brown, 1995), el número de hipótesis sobre los mecanismos concretos que podrían explicar en detalle este patrón es elevado (revisión y referencias en Blackburn & Gaston, 2003; Rosenzweig, 2003; Allen *et al.*, 2007; Clarke, 2007). Especialmente en invertebrados

ectotermos y fitófagos especializados, se observa generalmente un incremento de diversidad en áreas con mayor ingreso de energía lumínica, temperatura, humedad y abundancia de población total o combinaciones de estas variables (Allen *et al.*, 2007).

Dentro de las variables ecológicas correlacionadas con la distribución de algunos grupos de seres vivos, se encuentran 1) la evapotranspiración potencial (tanto en vertebrados como en invertebrados, Currie, 1991; Kerr *et al.*, 1998; Kerr & Packer, 1999; Kerr, 2001; Kerr *et al.*, 2001); 2) la evapotranspiración real (medida del balance hidroenergético) (Hawkins & Porter, 2003b; Hawkins *et al.*, 2003a). Ésta puede operar directamente como disponibilidad de agua o indirectamente como efectos tróficos que influyen en la productividad; 3) la temperatura media diaria del mes más frío (Luoto *et al.*, 2006) y la mínima temperatura anual (Badgley & Fox, 2000); 4) el rango altitudinal y la altitud máxima (el relieve se encuentra asociado a áreas de mayor riqueza, Kerr & Packer, 1997; Cagnin *et al.*, 1998; O'Brien *et al.*, 2000; Lobo *et al.*, 2001; Rahbek & Graves, 2001; Johnson & Ward, 2002; Hawkins & Porter, 2003a; Choi, 2004; Moreno & Lobo, en prensa); 5) la precipitación anual, importante predictor de la riqueza de especies (Cagnin *et al.*, 1998; Rahbek & Graves, 2001); 6) la temperatura media anual, que representa un método alternativo de estimar la entrada de energía al sistema (Schall & Pianka, 1978; Luoto *et al.*, 2006); 7) la cobertura vegetal (Kerr, 2001; Kerr *et al.*, 2001). La variabilidad topográfica (es decir, el rango altitudinal) y la cobertura vegetal, entre otras, se encuentran en relación con la distribución espacial de los hábitats y su diversidad (Turner *et al.*, 1987; Kerr & Packer, 1997; Wiggins, 1999; Rahbek & Graves, 2001; Diniz-Filho *et al.*, 2002; Johnson & Ward, 2002; Choi, 2004); y 8) alguna medida de la diversidad vegetal (la diversidad animal está asociada con la diversidad de plantas: Siemann *et al.*, 1998; Knops *et al.*, 1999; Haddad *et al.*, 2001; Hawkins & Porter, 2003a).

Por otro lado, factores no ambientales que estén explicando la distribución del número de especies se englobarían dentro de las causas históricas (Ricklefs *et al.*, 1999; Qian & Ricklefs, 2000). Los períodos fríos del cuaternario parecen haber influido de manera significativa en la cantidad y distribución de las especies en Europa (Taberlet *et al.*, 1998; Hewitt, 2000), especialmente mediante procesos de extinción-inmigración-recolonización (Means & Simberloff, 1987). Las reducciones de número de especies en las zonas opuestas a la unión con el continente, resultan de tasas de inmigración reducidas y de elevadas tasas de extinción asociadas a la geometría peninsular (Simpson, 1964; Mac Arthur & Wilson, 1967).

Las mariposas diurnas son insectos heliotermos, ectotermos, influidos por el clima en aspectos cruciales de su biología (Dennis, 1993) y dependientes de la

vegetación (Singer, 1989). Debido a esta dependencia climática que poseen, se ha intentado comprobar qué factores ambientales actuales de los anteriormente enunciados (al menos una gran mayoría de ellos) parecen explicar la diversidad de mariposas. Varios autores, en diferentes zonas geográficas, encontraron que las variables que explicaban mejor la diversidad de especies de mariposas eran aquellas relacionadas con la energía ambiental o el balance hidroenergético (evapotranspiración potencial y real, temperatura estival, porcentaje de horas de sol: Turner *et al.*, 1987; Kerr *et al.*, 1998; Kerr *et al.*, 2001; Hawkins & Porter, 2003b), con influencia adicional de la heterogeneidad ambiental (Kerr, 2001). Otros autores defendían que la variable más significativa era la cobertura vegetal (Kerr, 2001; Kerr *et al.*, 2001) o en el caso de Cataluña, la temperatura, precipitación y altitud, con influencia negativa de los efectos antrópicos (Stefanescu *et al.*, 2004). Estos resultados apoyan la idea de una relación predominante, directa o indirecta, entre diversidad de mariposas y variables climatológicas.

Por otra parte, se han publicado evidencias sobre el peso de causas históricas en la riqueza de mariposas de la Península Ibérica, y concretamente del efecto península, que podría ser una manifestación de la evolución post-glacial de la fauna. De forma general, el “efecto península” se define como una disminución de la riqueza de especies en función de la distancia a la base de la península que la une con el continente (Simpson, 1964; Cook, 1969; Brown, 1987; Brown & Opler, 1990; Wiggins, 1999; Choi, 2004; Lomolino *et al.*, 2005). El efecto península no se da en todos los organismos o penínsulas. De hecho, en la misma península, varios taxones diferentes pueden presentar distintos patrones de riqueza de especies (Brown, 1987; Means & Simberloff, 1987; Brown & Opler, 1990). Existen varios trabajos con evidencias positivas de este efecto península (Cook, 1969; Taylor & Regal, 1978; Cagnin *et al.*, 1998; Johnson & Ward, 2002; Ramírez & Tellería, 2003; Choi, 2004), aunque actualmente no se considera la causa principal de la distribución de las especies en las penínsulas, o incluso hay una tendencia a mostrar un patrón contrario (Taylor & Pfannmuller, 1981; Busack & Jaksic, 1982; Busack & Hedges, 1984; Brown, 1987; Means & Simberloff, 1987; Brown & Opler, 1990; Wiggins, 1999; Luoto *et al.*, 2006). Estos autores rechazaron la existencia de un efecto península a favor de otras explicaciones históricas (como vicarianza) o ecológicas (por ejemplo la distribución de la vegetación) como factor de distribución de la diversidad de especies. La forma alargada y la orientación Norte-Sur de penínsulas como la italiana, la de Florida y la de Baja California (Busack & Hedges, 1984; Brown, 1987; Means & Simberloff, 1987; Brown & Opler, 1990; Cagnin *et al.*, 1998; Johnson & Ward, 2002) pueden complicar la distinción entre efectos peninsulares relacionados con la Teoría Biogeográfica de las

Islas (MacArthur & Wilson, 1967) y los atribuibles directa o indirectamente a la latitud. Por el contrario, la forma y extensión de la Península Ibérica unidas a la posición Noreste del istmo (área de unión al continente o área con mayor cantidad de terreno), podrían permitir discriminar entre gradientes relacionados con la latitud y los atribuibles a la distancia al continente (Martín & Gurrea, 1990). Por tanto, la distribución de la riqueza de especies vendrá dada por una combinación de variables geográficas y ambientales (Ramírez & Tellería, 2003), y sería interesante comprobar el peso específico de cada uno de ellos en el caso de la Península Ibérica.

Sin embargo, los problemas adicionales a los que hace frente este trabajo, generalmente no contemplados en estudios anteriores, son:

1) El origen de los datos. La calidad y precisión de los datos utilizados para realizar los modelos influyen en los resultados obtenidos, algo que no suele tenerse en cuenta (Hurlbert & White, 2005). Hay diferencias entre los empleados en este trabajo basados en puntos de distribución, más próximos a la realidad, y los de estudios similares anteriores realizados con mapas de manchas de “experto”, como por ejemplo los utilizados por Martín & Gurrea (1990).

2) En zonas poco muestreadas debería considerarse la densidad de esfuerzo efectuado en la prospección y la calidad (completitud) del inventario (Capítulo 2), algo que no es común en este tipo de estudios (Koh, 2007). Se hace necesario conocer el grado de esfuerzo realizado para estandarizar y mejorar los resultados (Kerr *et al.*, 2001).

3) La acción humana (Capítulo 3) tampoco suele tenerse en consideración en este tipo de estudios (ya advertido por Stefanescu *et al.*, 2004). Si bien es cierto que depende de la escala empleada, siendo más significativa en cuadrículas de menor tamaño. El número de especies registradas y descritas ha demostrado una correlación positiva con la densidad de población humana (Dennis *et al.*, 1999; Martín & Gurrea, 1999; Araújo, 2003).

4) Con frecuencia los datos ecológicos tienen una estructura espacial, y pueden estar autocorrelacionados, lo que conduce a resultados erróneos y malas interpretaciones (Legendre, 1993; Nash *et al.*, 1999; Kerr *et al.*, 2001; Legendre *et al.*, 2002; Diniz-Filho *et al.*, 2003; Kühn, 2007). Autores recientes han discutido la importancia de medir la autocorrelación espacial (dos cuadrículas próximas son más parecidas entre sí que a una tercera más alejada debido sólo a su proximidad geográfica) cuando se evalúan problemas como los gradientes latitudinales de la riqueza de especies (Badgley & Fox, 2000; Rahbek & Graves, 2001). En trabajos anteriores sobre mariposas en la Península Ibérica no se ha tenido en cuenta esta

autocorrelación espacial de las variables ambientales, lo que puede afectar a los resultados (Martín & Gurrea, 1990).

Los objetivos de este trabajo, pretenden: 1- determinar qué variables explican la distribución geográfica de la riqueza de mariposas ibéricas mediante procedimientos de regresión. 2- Confrontar la importancia de hipótesis ambientales anteriormente propuestas por otros autores (energía, cobertura vegetal, efecto antrópico) con explicaciones de tipo histórico, fundamentalmente el efecto o patrón península, teniendo en cuenta los cuatro problemas metodológicos antes enunciados.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y variable dependiente

En todos los análisis de este capítulo el estudio quedó circunscrito a las cuadrículas peninsulares, es decir, se descartaron los datos de las islas Baleares, y se utilizó como variable dependiente el número de especies conocido por cuadrícula.

Ensayo preliminar, comparación con los resultados de Martín & Gurrea (1990)

En primer lugar, se reprodujeron las condiciones existentes en el trabajo de Martín & Gurrea (1990) con un análisis similar (metodología, variables, escala) pero con datos actuales y reales sobre el número de especies, para comprobar el efecto del tipo de información: mapa de experto o mapa objetivo de puntos de distribución de las especies.

Se utilizaron cuadrículas UTM de 100 km de lado, el tamaño de cuadrícula de la retícula UTM más semejante a las cuadrículas de un grado empleadas por estos autores. Se analizaron 10 variables similares a las usadas por Martín & Gurrea (1990): 1- altitud máxima, 2- altitud mínima, 3- rango altitudinal (diferencia entre la altitud máxima y la mínima), 4- longitud, 5- latitud, 6- distancia a los Pirineos, 7- irregularidad pluviométrica (amplitud de precipitaciones), 8- precipitación media anual, 9- diversidad litológica, y 10- temperatura media anual. Todas las variables se calcularon como la media ponderada según el área estimada de ocupación, de los valores disponibles de estas variables a 50 km de lado. La media ponderada de la diversidad litológica se estimó aplicando el índice de diversidad de Shannon (Magurran, 2004). La diversidad litológica de este modo tiene un significado ligeramente diferente al utilizado por Martín & Gurrea (1990). En este caso se describe el tipo de roca madre, mientras que ellos medían la diversidad de suelos, utilizándolo como un indicador indirecto de la

diversidad floral. La variable temperatura media anual no se contempló en el trabajo realizado por Martín & Gurrea (1990). La distancia a los Pirineos se calculó a partir de la obtenida para las cuadrículas de 50 km de lado (detalles en el siguiente apartado). La longitud, latitud y distancia a Pirineos fueron medidas en metros en la proyección UTM.

Se analizó la distribución de las variables mediante el test de Kolmogorov-Smirnov (SPSS, 2003); en caso de que no siguieran una distribución normal, se procedió a su normalización calculando el logaritmo en base 10 de sus valores. Posteriormente se estandarizaron todas las variables a media = 0 y desviación estándar = 1, y se realizó una regresión múltiple por pasos hacia delante (*forward stepwise*) con el programa SPSS (SPSS, 2003). Se utilizó este procedimiento deliberadamente por ser el más parecido al utilizado por Martín & Gurrea (1990) y de este modo reproducir las mismas condiciones.

Diversidad de mariposas. Tamaño de cuadrícula y variables utilizadas

Debido a los datos de cobertura geográfica disponibles (Capítulo 2), se utilizaron las cuadrículas UTM de 50 km de lado. Se eliminaron las de menos del 15% de superficie terrestre para evitar posibles sesgos en la riqueza de especies asociados a diferencias en el tamaño del área muestreada, lo que resultó en 252 cuadrículas.

Se realizaron regresiones múltiples con 26 variables continuas, véase: ambientales, de uso del suelo (inducido por el hombre), variables espaciales y una medida del esfuerzo de muestreo realizado en esas cuadrículas que proporciona una idea sobre la fiabilidad del estudio (proporción de especies registradas/predichas como medida de la completitud del inventario, Soberón *et al.*, 2000; Capítulo 2). Las variables ambientales incluían cuatro topográficas (altitud mínima, altitud máxima, altitud media y diferencia de altitud), cuatro variables litológicas (porcentaje de área con suelos calizos, arcillosos, silíceos y diversidad litológica) y diez variables climáticas (temperatura media de las mínimas, temperatura media de las máximas, temperatura media anual, amplitud térmica, precipitación media anual, precipitación estival, amplitud de precipitaciones, porcentaje medio anual de horas de sol, promedio de la evapotranspiración real y promedio de la evapotranspiración potencial anual). Los datos de la evapotranspiración real se calcularon mediante la fórmula de Turc (Sánchez, 2006). Los datos de la evapotranspiración potencial provienen de United Nations Environment Programme DEWA/GRID-Europe (<http://www.grid.unep.ch>). Las variables de uso de suelo miden la cobertura de: 1) áreas urbanas e industriales, 2) cultivos de regadío, 3) cultivos de secano y 4) pastos antrópicos. La longitud y latitud

del centroide de cada cuadrícula UTM medidas como las coordenadas X e Y en metros en esta proyección se utilizaron como variable espacial. Se consideró la distancia a los Pirineos para evaluar la posible existencia de un efecto o patrón península. Para su cálculo se procedió a la elección de las 12 cuadrículas principales que recogen en su totalidad a la citada cadena montañosa (Martín & Gurrea, 1990) y se calculó la mínima distancia existente entre cualquiera de estas y el resto de las cuadrículas de la Península ibérica.

Los métodos mediante los cuales se transformaron estas variables y sus orígenes y resoluciones se detallan en el Capítulo 3 (ver también Lobo & Martín-Piera, 2002). Todas las variables se estandarizaron a media cero y desviación estándar uno, para eliminar el efecto de las diferentes escalas de medida en cada una de las variables.

Variables que determinan la diversidad de mariposas diurnas. Metodología.

Se realizaron análisis de regresión entre el número de especies por cuadrícula y las variables independientes citadas en el apartado anterior, mediante GRM (Modelos de Regresión General), ya que la variable dependiente seguía una distribución normal. Los modelos de regresión o aproximaciones estadísticas relacionadas se utilizan frecuentemente para medir la relación entre la diversidad de especies y variables ambientales o geográficas (Schall & Pianka, 1978; Kerr & Packer, 1997; Badgley & Fox, 2000; Kerr, 2001; Kerr *et al.*, 2001; Rahbek & Graves, 2001; Diniz-Filho *et al.*, 2003; Hawkins & Porter, 2003b; Choi, 2004; Stefanescu *et al.*, 2004; Hurlbert & White, 2005; Hawkins *et al.*, 2007b; Kühn, 2007). La diversidad basada en mapas de puntos de especies casi siempre se encuentra espacialmente autocorrelacionada, aunque en menor medida que los mapas de experto (Rahbek & Graves, 2001; Diniz-Filho *et al.*, 2002). Por ello, ya que la autocorrelación espacial en los datos podría invalidar los procesos automáticos para introducir las variables en el modelo, se utilizó en su lugar un proceso manual iterativo por pasos (Philippi, 1993).

Se realizaron tres análisis diferentes. En el primero de ellos se introdujeron todas las variables independientes a excepción de la medida de la calidad del muestreo (completitud), en el segundo se consideró la completitud del muestreo como una variable independiente más, y en el tercero se valoró el esfuerzo de muestreo no como una variable independiente, sino limitando el análisis a las cuadrículas bien conocidas (conocimiento faunístico superior al 90%: Figura 9, Capítulo 2). En este último caso se procedió a realizar una validación cruzada de los residuos del modelo, para predecir la riqueza en el resto de cuadrículas del área de estudio (Luoto *et al.*,

2006). Una validación cruzada se logra ajustando el modelo a un subconjunto de datos y contrastándose con el subconjunto de datos no usados para ajustar el modelo, de modo que se pueden realizar predicciones para los puntos omitidos.

Para evaluar las posibles relaciones curvilíneas, la variable dependiente se relacionó previamente con una función lineal, cuadrática o cúbica de cada una de las variables independientes, de forma separada (Austin, 1980; Hawkins & Porter, 2003b). Posteriormente, se realizó una regresión paso a paso hacia adelante (*forward stepwise*), para introducir las variables en el modelo (ver Nicholls, 1989; Austin *et al.*, 1996). En primer lugar, se introdujo en el modelo la función lineal, cuadrática o cúbica de la variable que representaba el mayor valor del coeficiente de determinación ajustado (R^2). Se comprobó la significación de las restantes variables y se añadieron al modelo de manera secuencial de acuerdo con este valor, sin incluir las variables espaciales. El proceso se repitió de forma iterativa hasta que no quedaron más variables explicativas estadísticamente significativas ($p < 0.05$). En cada paso, se probó la significación de los términos seleccionados, sometiendo el nuevo modelo a un proceso de regresión por pasos hacia atrás (*backward stepwise*). Se eliminaron los términos que no resultaron significativos en este paso, obteniendo de este modo el modelo final. En el caso de las variables espaciales, se incluyeron en el modelo los términos de la ecuación polinomial de tercer grado de la latitud y longitud central (*Trend Surface Analysis*, TSA, Legendre, 1993): $x + x^2 + x^3 + y + y^2 + y^3 + xy + x^2y + xy^2$, la cual soluciona los problemas de colinearidad y autocorrelación espacial de las variables ambientales (Legendre *et al.*, 2002). El espacio se introduce al final para dar cuenta de los efectos no explicados por el clima, permitiendo estimar la importancia de factores extraños, no considerados en el modelo. Para ello, con las variables espaciales se realizó previamente una regresión por pasos con la misma metodología utilizada con las variables ambientales, introduciendo los términos espaciales uno tras otro según su capacidad explicativa y descartando los términos no significativos. Con los términos significativos se realizó una regresión por pasos hacia adelante y los términos que resultaron significativos en este paso se introdujeron de una vez en modelo final con las variables ambientales, de uso del suelo y de esfuerzo de muestreo (en su caso) obtenidas previamente, realizando una regresión por pasos hacia atrás para eliminar los términos no significativos.

Se ajustaron además modelos independientes a cada conjunto de variables explicativas (ambientales, uso del suelo, espaciales o de calidad de muestreo).

En teoría, incluir variables ambientales en el modelo puede ser suficiente para eliminar la autocorrelación de los residuos a todas las escalas, si el conjunto de

variables seleccionadas por el modelo proporciona una explicación satisfactoria. Si no existe autocorrelación espacial en los residuos después de incluir factores ambientales en el modelo de regresión múltiple, no existe sesgo estadístico en todo el análisis de regresión (Diniz-Filho *et al.*, 2003). No obstante, se comprobó si existía correlación espacial en los residuos del modelo mediante una regresión por pasos hacia atrás con los nueve términos de la ecuación polinomial de X e Y como variables predictivas, y los valores de los residuos obtenidos en el modelo como variable dependiente

Adicionalmente, a fin de cuantificar la dependencia espacial remanente tras la elaboración del modelo final, se realizaron análisis de autocorrelación de los residuos obtenidos en cada análisis, a partir de las cuadrículas de 50 y 100 km de lado, mediante autocorrelogramas con el programa SAM v2.0 (Rangel *et al.*, 2006). Para variables continuas, como la riqueza de especies, el coeficiente de la I de Moran (Moran, 1950) es el más comúnmente usado en análisis de autocorrelación (Quinn *et al.*, 1998; Nash *et al.*, 1999; Badgley & Fox, 2000; Kerr, 2001; Kerr *et al.*, 2001; Hawkins & Porter, 2003b; Hurlbert & White, 2005; Rangel *et al.*, 2006; Hawkins *et al.*, 2007b). Para más detalles y fórmula ver Diniz-Filho *et al.* (2003). Los valores de I de Moran indican en qué medida los valores de riqueza encontrados en cuadrículas situadas a una distancia geográfica determinada son más similares (autocorrelación positiva) o menos (autocorrelación negativa) que los esperados por una asociación al azar de dos cuadrículas. El representar estos valores en un autocorrelograma permite evaluar el comportamiento de la autocorrelación en función de la distancia espacial. Se eligieron 14 clases de distancia (la arbitrariedad en el número de clases de distancia elegidas no resulta importante, ya que el propósito del análisis consistía en describir un proceso continuo espacial). La significación de los valores de la I de Moran se comprobó mediante simulaciones de Monte Carlo (n=1000) (Means & Simberloff, 1987; Kerr *et al.*, 2001; Legendre *et al.*, 2002; Rangel *et al.*, 2006).

RESULTADOS

Ensayo preliminar, comparación con los resultados de Martín & Gurrea (1990)

Las correlaciones bivariadas entre las distintas variables se presentan en la Tabla 1.

La regresión múltiple por pasos hacia delante seleccionó tres variables significativas (altitud máxima, latitud y la distancia a Pirineos), Tabla 2 ($R^2 = 0,676$, $p < 0,05$).

	DIV. LITOL.	X UTM	Y UTM	HMAX	DIFH	MATP	DISTPIR	LOGHMIN	LOGPREA	LOGIRPL
Nº SPP.	0,262*	0,478**	0,350**	0,744**	0,685**	-0,551**	-0,522**	0,332**	0,206*	-0,164
DIV. LITOL.	1	0,311**	-0,294**	0,317**	0,340**	-0,120	-0,303**	-0,079	-0,239*	-0,338**
X UTM		1	,090	0,418**	0,380**	-0,266*	-0,669**	0,150	-0,346**	-0,700**
Y UTM			1	0,038	0,008	-0,140	-0,396**	0,030	0,450**	0,179
HMAX				1	0,948**	-0,684**	-0,327**	0,400**	0,195*	-0,187
DIFH					1	-0,511**	-0,317**	0,144	0,259*	-0,072
MATP						1	0,127	-0,634**	-0,181	0,235*
DISTPIR							1	0,084	0,036	0,349**
LOGHMIN								1	-0,206*	-0,369**
LOGPREA									1	0,781**
LOGIRPL										1

Tabla 1. Correlación bivariada entre las diferentes variables utilizadas en el análisis: Número de especies (Nº SPP.), diversidad litológica (DIV. LITOL.), longitud (X UTM), latitud (Y UTM), altitud máxima (HMAX), rango altitudinal (DIFH), temperatura media anual (MATP), distancia a pirineos (DISTPIR), logaritmo de la altitud mínima (LOGHMIN), logaritmo de la precipitación anual (LOGPREA) y logaritmo de la irregularidad pluviométrica (LOGIRPL). *: $p < 0,05$; **: $p < 0,001$. N=73.

Modelo	R ² corregida	Cambio en F	g. l.	Sig. del cambio en F
HMAX	0,548	88,206	1,71	<0,0001
H MAX, Y UTM	0,648	21,147	1, 0	<0,0001
H MAX, Y UTM, DISTPIR	0,676	7,170	1,69	0,009

Tabla 2. Resumen del modelo obtenido por regresión múltiple utilizando el número de especies como variable dependiente y el resto de variables presentes en la Tabla 1 como variables independientes. Se obtiene la ecuación de regresión $Y = -9,5 \cdot 10^{-16} + 0,667 \text{ HMAX} + 0,242 \text{ YUTM} - 0,208 \text{ DISTPIR}$. Se muestra el coeficiente de determinación corregido, el cambio en F y su significación y los grados de libertad (g. l.) del modelo.

La riqueza de especies predicha según la fórmula de regresión obtenida se muestra en la Figura 1B. Comparando con la riqueza de especies conocida (Figura 1A), se observó que existen cuadrículas en el centro y en el Sur de la Península que presentan más especies que las esperadas por el modelo de regresión. Por el contrario, la costa mediterránea y el área en torno a Lisboa presentaron menos especies que las esperadas.

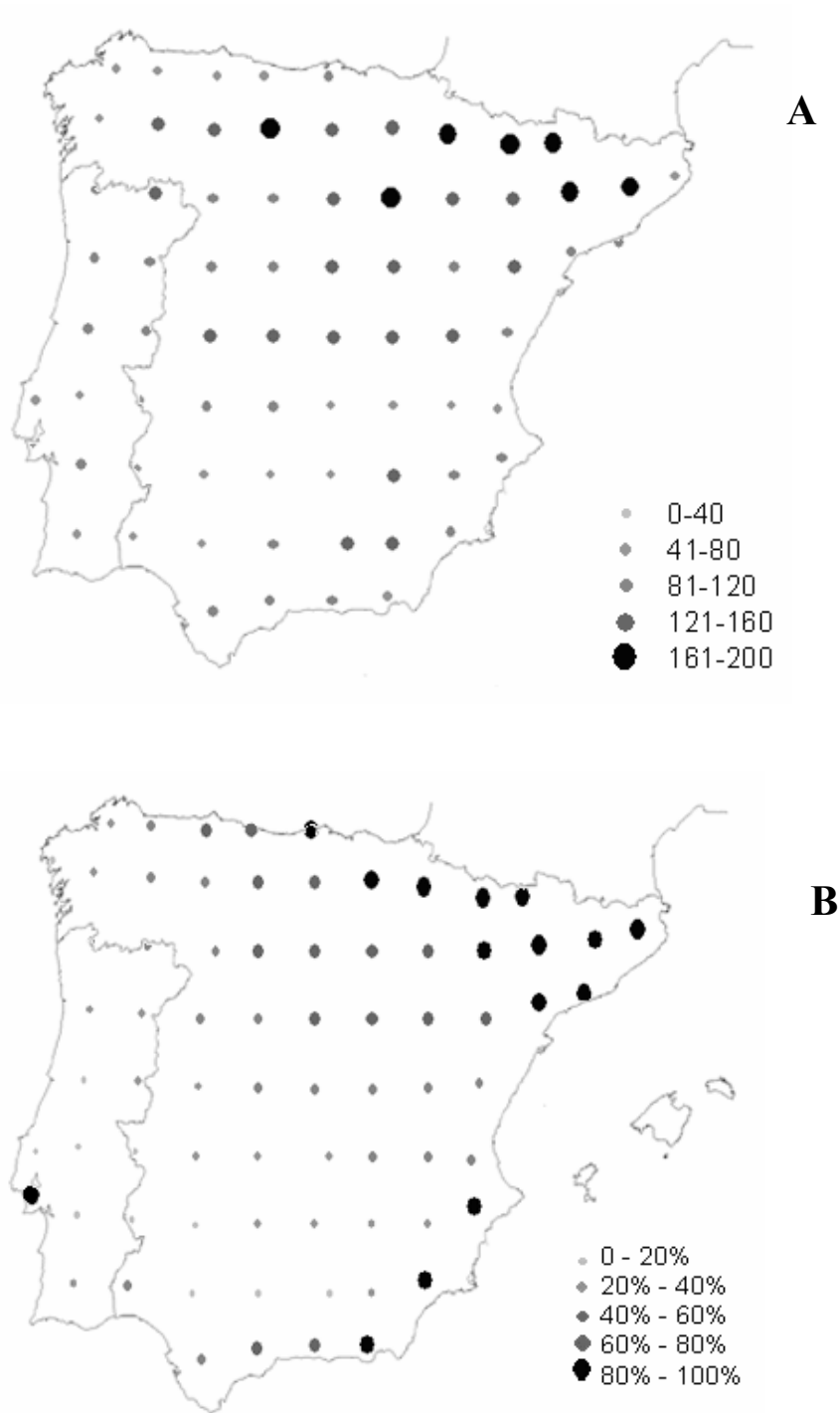


Figura 1. A) Distribución del número de especies de mariposas diurnas conocidas en la Península Ibérica a escala de 100 km de lado. El diámetro de los puntos es proporcional al número de especies en una escala de cinco categorías. B) Distribución geográfica del número de especies de mariposas predichas, en relación con las variables similares a las empleadas por Martín & Gurrea (1990). Los puntos representan el número de especies predichas por el modelo de regresión completo con las diez variables consideradas. La escala refleja el porcentaje sobre el máximo número de especies.

Los residuos del modelo presentaron cierta dependencia espacial, como mostró el autocorrelograma con los valores de I de Moran (Figura 2).

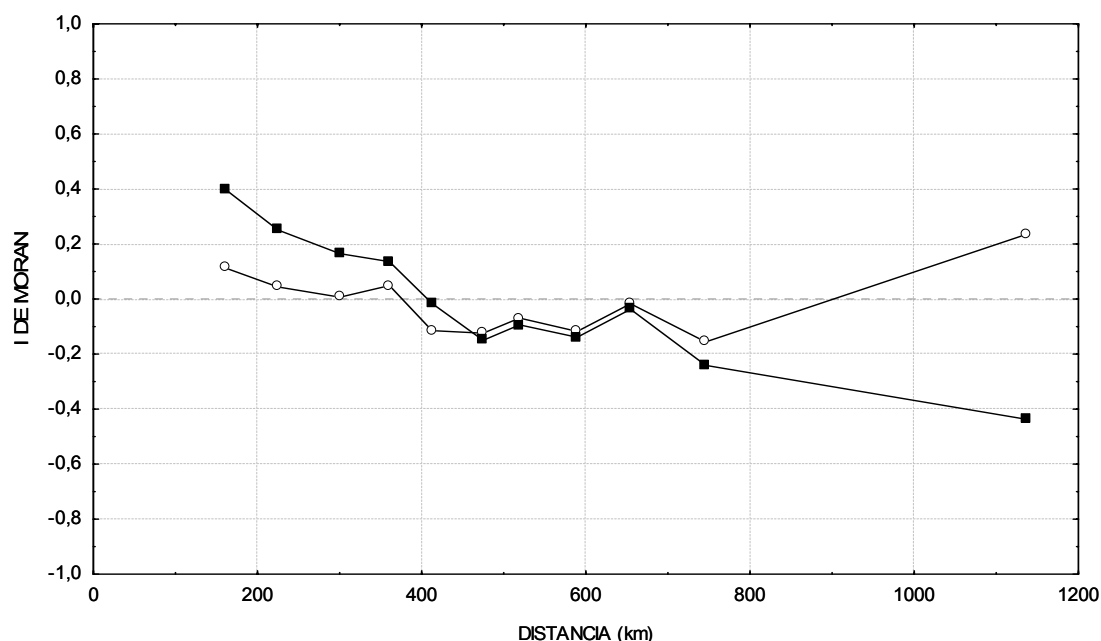


Figura 2. Valores de autocorrelación usando la I de Moran para el número de especies de mariposas (cuadrados negros) y los residuos del modelo (círculos blancos) construido a partir de las cuadrículas de 100 km de lado (Tabla 2 y Figura 1B).

Variables que determinan la diversidad de mariposas diurnas (50 x 50 km)

En la Tabla 3 se muestran las correlaciones entre las diversas variables y el número de especies.

Se realizaron previamente modelos independientes de diversas agrupaciones de variables. La variable utilizada como medida del esfuerzo de muestreo (completitud, Capítulo 2) fue capaz de explicar por sí misma un 51,58% de la diversidad de especies, las variables topográficas un 34,44%, las climáticas un 29,23%, las litológicas un 4,95%, las de uso del suelo un 7,93%, las variables espaciales un 29,58% y por último, la distancia a los Pirineos un 28,22%.

El modelo de regresión obtenido sin introducir la completitud del inventario, resultó significativo ($p < 0,0001$) explicando un 51,91% de la riqueza (Tabla 4). La autocorrelación espacial en los residuos se minimizó cuando se añadieron las variables ambientales (Figura 3). El número de especies mostró una autocorrelación espacial positiva a distancias cortas, y negativa cuando éstas se hacían mayores (Figuras 3, 4 y 5), mientras que los residuos del modelo obtenido no presentaron correlación espacial en conjunto (Figura 3).

El modelo de regresión obtenido teniendo en cuenta el porcentaje de estudio de las cuadrículas presentó una $R^2 = 0,833$ ($p < 0,0001$). Las variables seleccionadas se muestran en la Tabla 5. Los residuos del modelo tampoco presentaron una estructura espacial remanente (Figura 4).

VARIABLES AMBIENTALES	VARIABLE Riqueza	
	r	p
Compleitud del inventario	0,6905	$p < 0,001$
Altitud máxima	0,5891	$p < 0,001$
Diferencia de altitud	0,5528	$p < 0,001$
Altitud media	0,4611	$p < 0,0001$
Precipitación estival	0,4177	$p < 0,0001$
Diversidad litológica	0,2309	$p < 0,0001$
Altitud mínima	0,2034	$p = 0,001$
Calizos	0,1793	$p = 0,004$
Pastos antrópicos	0,1779	$p = 0,005$
Amplitud térmica	0,1547	$p = 0,014$
Precipitación media anual	0,143	$p = 0,023$
Urbano	0,1037	$p = 0,101$
Arcillosos	0,0422	$p = 0,504$
Amplitud de precipitaciones	-0,0539	$p = 0,394$
Cultivo de regadío	-0,0597	$p = 0,346$
Cultivo seco	-0,1136	$p = 0,072$
Promedio evapotranspiración potencial	-0,1305	$p = 0,038$
Silíceos	-0,1532	$p = 0,015$
Porcentaje medio anual de horas de sol	-0,296	$p < 0,0001$
Temperatura Media Máximas	-0,3069	$p < 0,0001$
Temperatura Media Mínimas	-0,3802	$p < 0,0001$
Temperatura media anual	-0,41	$p < 0,0001$
Minima distancia a Pirineos	-0,4935	$p < 0,0001$
Promedio Evapotranspiración Real	-0,4977	$p < 0,0001$

Tabla 3. Correlación bivariada entre las diferentes variables de los tres análisis realizados con las cuadrículas de 50 km de lado y la variable dependiente "riqueza de especies". Las cinco variables no significativas no se utilizaron en los modelos.

	Param.	p	Beta (β)
Intercepto	71,788	$< 0,0001$	
Altitud máxima	21,496	$< 0,0001$	0,534
Temperatura Media Máximas	-4,182	$< 0,05$	-0,104
Y UTM	10,971	$< 0,0001$	0,273
XY	15,428	$< 0,0001$	0,345

Tabla 4. Resumen del modelo obtenido por regresión múltiple, utilizando el número de especies como variable dependiente, y el resto de variables significativas presentes en la Tabla 3 (a excepción de la medida del esfuerzo de muestreo) como variables independientes. Se muestra el valor del parámetro, la significación y los valores de Beta de cada una de las variables con cuadrículas de 50 km de lado ($n = 252$).

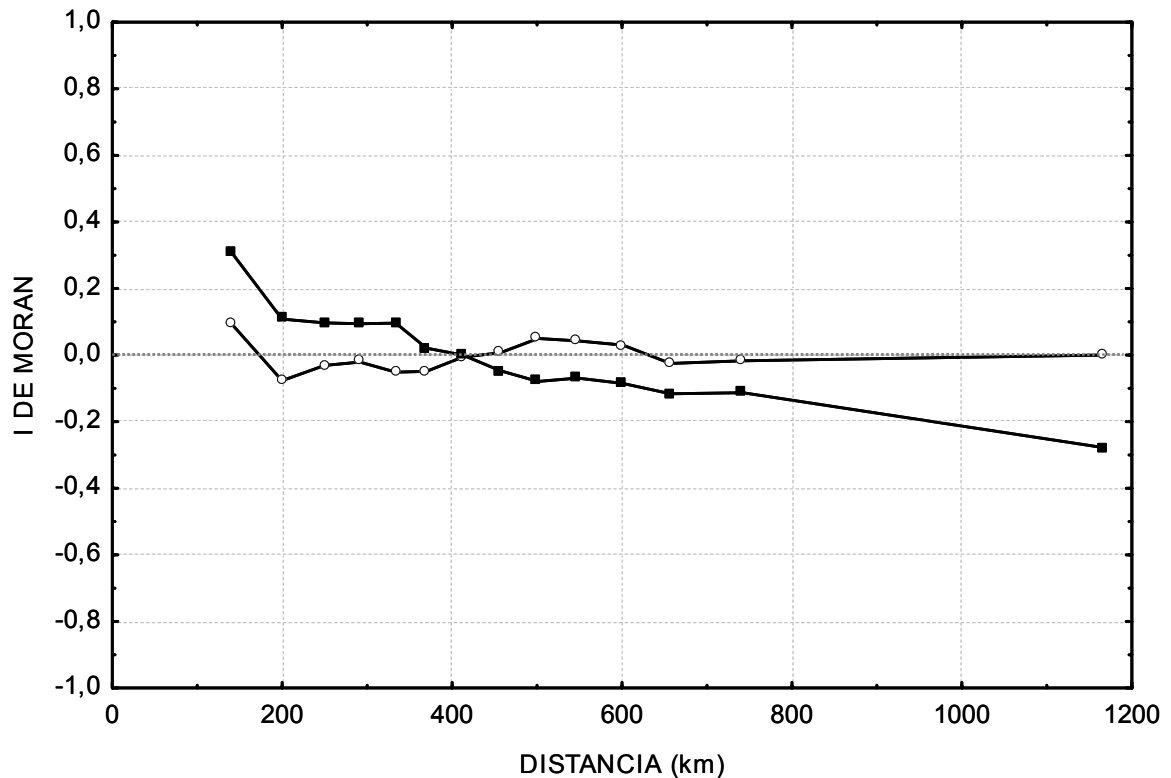


Figura 3. Valores de autocorrelación usando la *I* de Moran para el número de especies de mariposas (cuadrados negros) y los residuos del modelo construido con las variables ambientales, geográficas y espaciales significativas (círculos blancos) sin tener en cuenta la medida del esfuerzo de muestreo (Tabla 4). En el eje de abscisas se muestra la distancia entre unidades en km, y en el de ordenadas los valores de *I* de Moran en función de la distancia entre cuadrículas.

El modelo de regresión obtenido utilizando las cuadrículas bien estudiadas mostró una $R^2 = 0,832$ ($p < 0,0001$). Las variables seleccionadas se muestran en la Tabla 6. Los residuos del modelo presentaron una estructura espacial remanente tras realizar una validación cruzada. El autocorrelograma obtenido se muestra en la Figura 5. Seis de las 14 clases presentan un valor de *I* de Moran significativo ($p < 0,05$).

Se representaron los valores de riqueza predicha de cada uno de estos tres modelos en un mapa (Figuras 6, 7 y 8), así como el del número de especies conocido (Figura 9). El modelo completo sin tener en cuenta la medida del esfuerzo de muestreo (Figura 6), predijo que el número de especies de mariposas diurnas se hallaba más densamente concentrado en el noreste de la Península (en los Pirineos), y después en la cordillera Cantábrica y en algunas zonas del Sistema Central, Ibérico y Sierra Nevada. Al tener en cuenta la medida del esfuerzo de muestreo (Figura 7), la diversidad predicha no resultó diferente en gran medida, expandiéndose simplemente por las cuadrículas circundantes a esas zonas. El análisis de las cuadrículas bien

estudiadas predijo (Figura 8) una mayor concentración de cuadrículas con alta riqueza en el norte de la Península y en las zonas anteriormente mencionadas.

	Param.	p	Beta (β)
Intercepto	70,265	<0,0001	
Compleitud del inventario	28,488	<0,0001	0,708
Compleitud del inventario ²	3,490	<0,001	0,126
Altitud máxima	14,193	<0,0001	0,353
Mínima distancia a Pirineos	-11,965	<0,0001	-0,297
Mínima distancia a Pirineos ²	5,048	<0,0001	0,124
Porcentaje medio anual de horas de sol	-12,117	<0,001	-0,301
Porcentaje medio anual de horas de sol ²	-5,223	<0,0001	-0,193
Temperatura Media Máximas	-3,252	<0,01	-0,081
XY ²	-4,885	<0,01	-0,121
Y UTM	-8,019	<0,05	-0,199

Tabla 5. Resumen del modelo obtenido por regresión múltiple, utilizando el número de especies como variable dependiente, y el resto de variables significativas presentes en la Tabla 3 como variables independientes. Se muestra el valor del parámetro, la significación y los valores de Beta de cada una de las variables. N= 252.

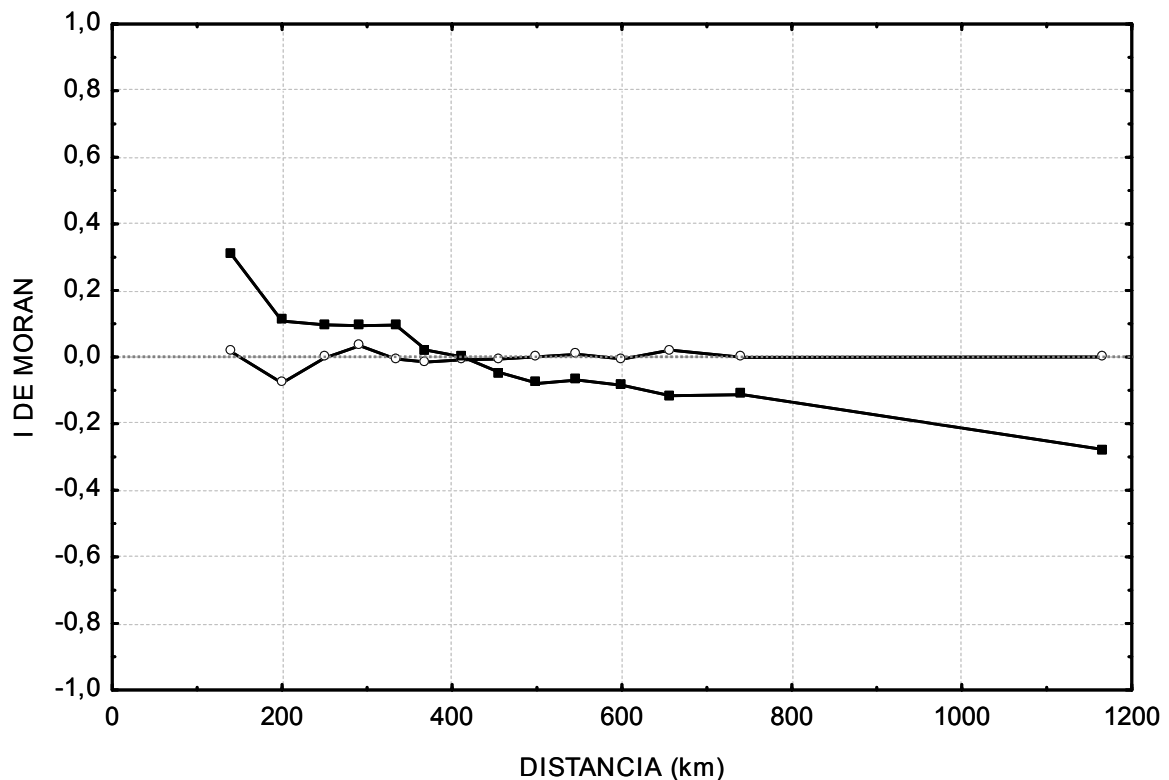


Figura 4. Valores de autocorrelación usando la I de Moran para el número de especies de mariposas (cuadrados negros) y los residuos del modelo construido con las variables ambientales, geográficas y espaciales significativas y la medida de la completitud del inventario (círculos blancos) (Tabla 5). En el eje de abscisas se muestra la distancia entre unidades en km, y en el de ordenadas los valores de I de Moran en función de la distancia entre cuadrículas.

	Param.	p	Beta (β)
Intercepto	97,130	<0,0001	
Promedio Evapotranspiración Real	-8,720	<0,001	-0,257
Diferencia de altitud	13,028	<0,0001	0,412
Mínima distancia a Pirineos	-11,723	<0,0001	-0,369
Diversidad litológica	4,107	<0,05	0,122

Tabla 6. Resumen del modelo obtenido por regresión múltiple, utilizando el número de especies como variable dependiente, y el resto de variables significativas presentes en la Tabla 3 como variables independientes, teniendo en cuenta solamente las cuadrículas que presentan un porcentaje de fauna inventariada superior a 90%. Se muestra el valor del parámetro, la significación y los valores de Beta de cada una de las variables con cuadrículas de 50 km de lado (n= 94).

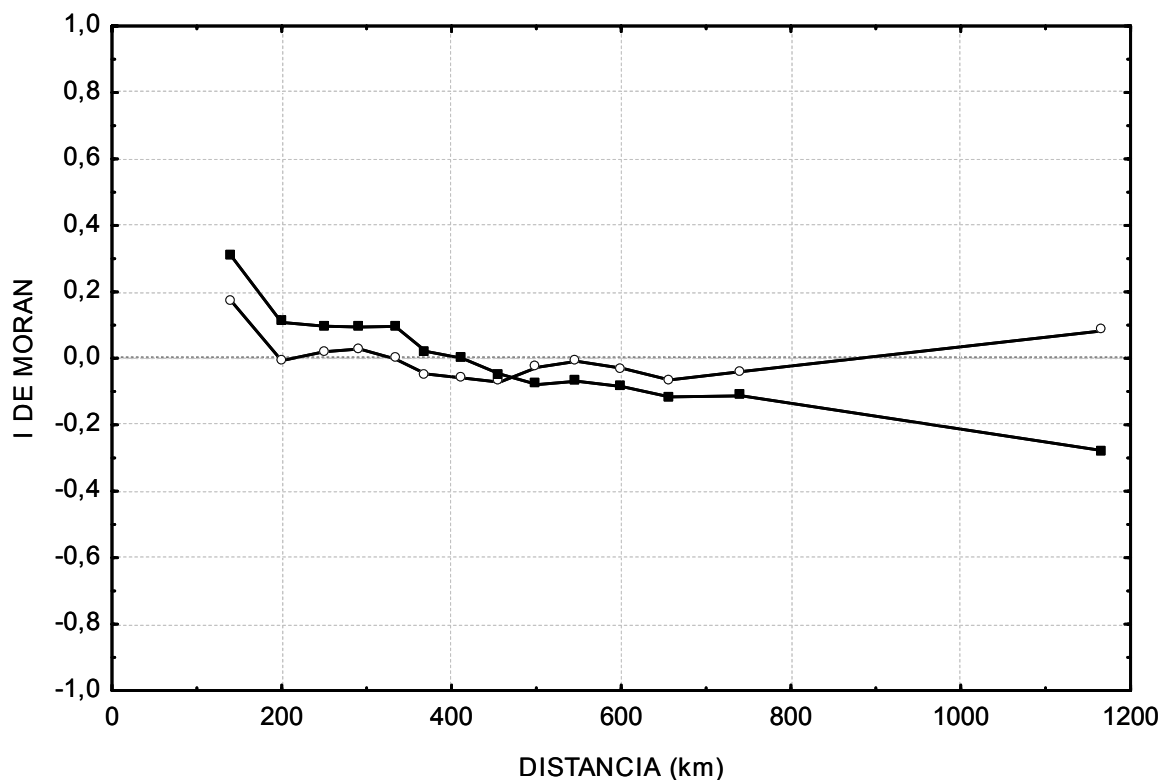


Figura 5. Valores de autocorrelación usando la *I* de Moran para el número de especies de mariposas (cuadrados negros) y los residuos del modelo construido con las variables ambientales, geográficas y espaciales significativas (círculos blancos) sin tener en cuenta el esfuerzo de muestreo, y utilizando los valores de las cuadrículas con un porcentaje de fauna inventariada igual o superior a 90% (Tabla 6). En el eje de abscisas se muestra la distancia entre cuadrículas en km, y en el de ordenadas los valores de *I* de Moran en función de la distancia entre cuadrículas.

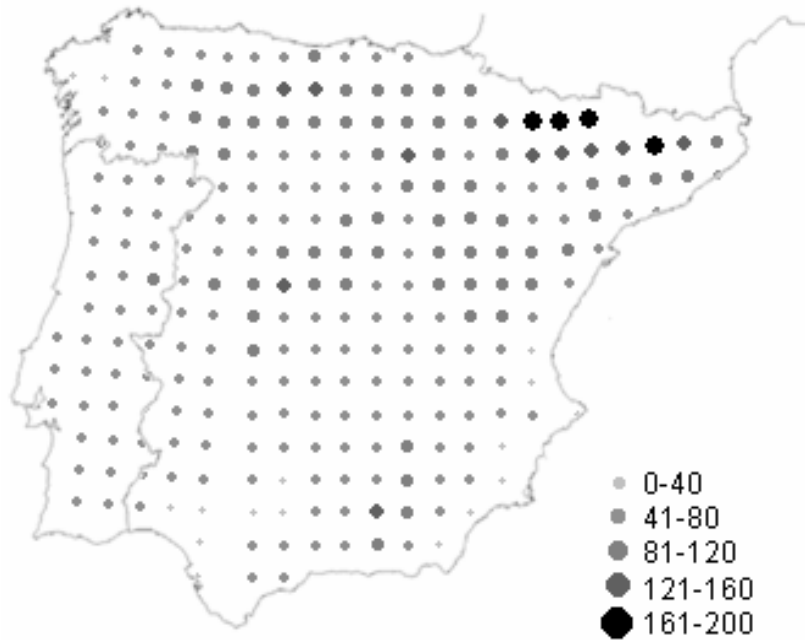


Figura 6. Distribución geográfica del número de especies de mariposas diurnas predichas por las variables ambientales, de uso del suelo y espaciales significativas. Los puntos representan el número de especies predichas por el modelo de regresión completo con todas las variables consideradas. El diámetro de los puntos es proporcional al número de especies predichas, en una escala de cinco categorías.

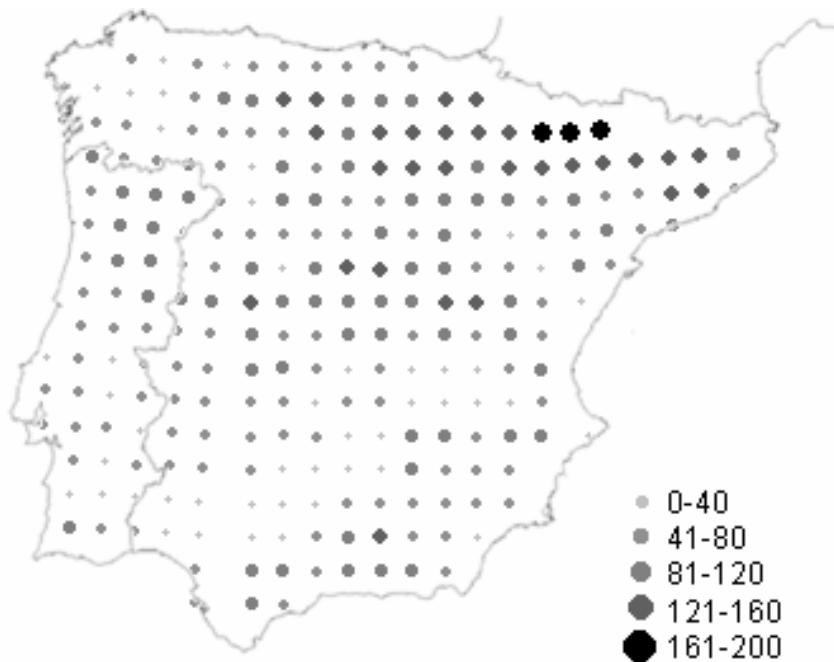


Figura 7. Distribución geográfica del número de especies de mariposas diurnas predichas por las variables ambientales, de uso del suelo y espaciales significativas y con medida del esfuerzo de muestreo. Los puntos representan el número de especies predichas por el modelo de regresión completo con todas las variables consideradas. El diámetro de los puntos es proporcional al número de especies predichas, en una escala de cinco categorías.

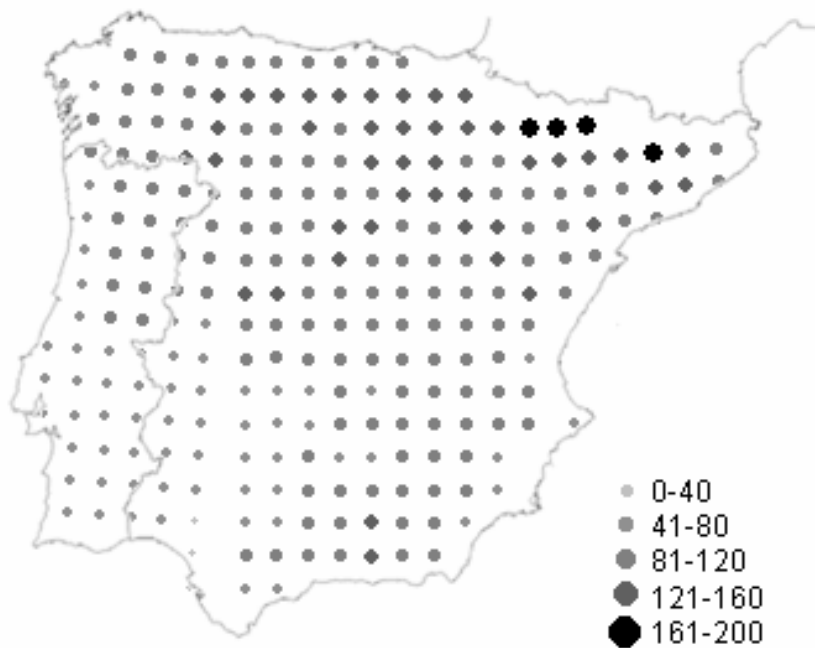


Figura 8. Distribución geográfica del número de especies de mariposas diurnas predichas por las variables ambientales, de uso del suelo y espaciales significativas, medidas utilizando solamente el subconjunto de cuadrículas bien estudiadas. El modelo de regresión se ajustó a los datos de las cuadrículas con proporciones de riqueza de especies registrada frente a la esperada mayores del 90%, y los valores fueron predichos para el conjunto total de cuadrículas. Los puntos representan el número de especies predichas por el modelo de regresión completo con todas las variables seleccionadas. El diámetro de los puntos es proporcional al número de especies predichas, en una escala de cinco categorías.

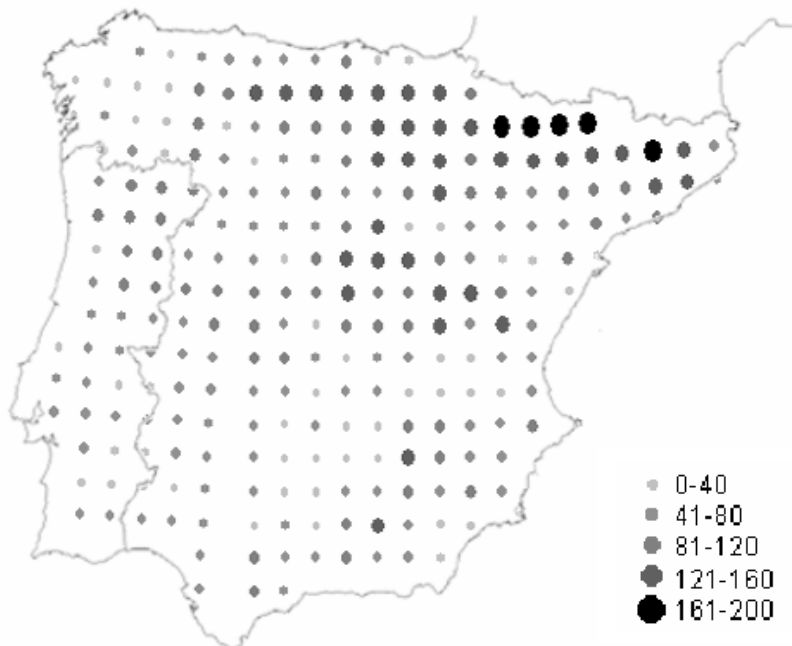


Figura 9. Distribución geográfica del número de especies de mariposas diurnas conocidas en la Península Ibérica. Los puntos representan el número de especies y su diámetro es proporcional al número de especies, en una escala de cinco categorías.

DISCUSIÓN

Entender las causas que influyen en la distribución de las mariposas diurnas será útil para predecir cómo responderán a cambios climáticos u otras perturbaciones (Kerr, 2001). En este estudio, el número de especies presentó la correlación más alta con la altitud máxima (positiva), la diferencia de altitud (positiva) y la temperatura media anual (negativa), lo que sugiere que las mariposas diurnas tienen preferencia por lugares de elevada altitud, o que presentan diferencias de altitud importantes, donde la temperatura media anual no sea muy elevada, evitando un marcado clima mediterráneo o precipitaciones muy superiores a la media. Con menor tamaño de cuadrícula, la mayor correlación se presentó con la completitud del inventario, seguida por la altitud máxima. Esto sugiere que en el área estudiada, la distribución de los esfuerzos de muestreo representa una fuente de sesgo que debe ser considerado. De hecho, si se analiza la riqueza de mariposas predicha en función de diversas variables ambientales, de uso del suelo y espaciales considerando la completitud de los inventarios, no se predicen muchas cuadrículas en las que haya menor número de especies observadas que las esperadas. Once cuadrículas son las que presentan la mayor diferencia entre número de especies conocidas y predichas (de 30 a 54 especies de diferencia, estando el máximo en WL3, en Castilla-León y Aragón), pero en general, los modelos no predicen nuevas amplias áreas altamente desconocidas. Si bien anteriormente se identificó un sesgo en la distribución del esfuerzo de muestreo (Capítulo 3), estos resultados indican que tal sesgo puede ser controlado estadísticamente, y que ello permite una estimación realista de la riqueza con este tamaño de cuadrícula. Del mismo modo, estudios previos soportaban la relación de la riqueza de especies con la altitud máxima (Wiggins, 1999; Lobo *et al.*, 2001; Choi, 2004; Moreno & Lobo, en prensa), pudiendo indicar 1) la relevancia que las áreas montañosas de la Península tuvieron como refugio y centro de especiación y vicarianza durante los ciclos de expansión y contracción del Pleistoceno (Taberlet *et al.*, 1998); y 2) que la mayor heterogeneidad ambiental (asociada a una mayor diversidad de especies) se da en cuadrículas que presentan áreas de elevada altitud (Lobo *et al.*, 2001).

El análisis realizado con las cuadrículas de 100 km de lado difiere del realizado por Martín & Gurrea (1990) por señalar como variable más importante la altitud máxima, seguida por la latitud y en tercer lugar la distancia a los Pirineos. Martín & Gurrea (op. cit.) sugerían la variable altitud máxima como segundo factor en la explicación de la distribución de las mariposas, seguido por la irregularidad pluviométrica, la precipitación anual y el tipo de suelo. Los valores de los coeficientes

de correlación obtenidos entre las variables físicas, geográficas y climatológicas, y entre éstas y la riqueza de especies de ambos trabajos son muy similares, y de hecho, las variables seleccionadas difieren principalmente en la cantidad de varianza explicada por cada una de ellas. La costa Mediterránea presentó menos especies que las esperadas, quizá debido al escaso conocimiento de algunas zonas (Romo, 2005; Romo & García-Barros, 2005), mientras que el centro de la Península y las proximidades de Sierra Nevada presentaron más especies de las esperadas, a diferencia de los resultados obtenidos por Martín & Gurrea (1990), probablemente influenciados por un elevado esfuerzo de muestreo dedicado a esas zonas (Capítulo 2 salvando la diferencia de escala). La variable temperatura no supuso ningún efecto adicional en la explicación de la densidad de especies (Rahbek & Graves, 2001), siendo la de menor valor explicativo, ya que queda absorbida por variables anteriores como, por ejemplo, las variables topográficas. Por consiguiente, podemos atribuir las diferencias obtenidas en los modelos de regresión al hecho de que Martín & Gurrea utilizaron mapas de manchas de experto (de Gómez-Bustillo & Fernández-Rubio, 1974). Los mapas de experto exhiben una alta autocorrelación espacial (Kerr, 2001; Hurlbert & White, 2005; Hawkins *et al.*, 2007b) y no son los más adecuados para representar patrones de distribución a fina escala (Hurlbert & White, 2005). El análisis aquí realizado mostró la presencia de autocorrelación espacial en los residuos (Figura 2), que es necesaria controlar (Legendre, 1993; Legendre *et al.*, 2002; Diniz-Filho *et al.*, 2003; Kühn, 2007).

Ante la importancia de comprobar la existencia de autocorrelación espacial en los residuos de una regresión múltiple, se procedió a realizar el estudio teniendo en cuenta esta autocorrelación, así como otras variables como la influencia humana y el esfuerzo de muestreo, sin el cual no es posible valorar con fiabilidad la validez de las conclusiones obtenidas (Koh, 2007).

Los factores climáticos, la heterogeneidad de hábitats, la influencia histórica (como las glaciaciones del Pleistoceno) y la disponibilidad de energía, se encuentran, según varios autores, entre los factores determinantes de la riqueza de especies (p.ej. Cook, 1969; Schall & Pianka, 1978; Brown, 1987; Brown & Opler, 1990; Kerr *et al.*, 1998; Kerr & Packer, 1999; Wiggins, 1999; Qian & Ricklefs, 2000; Kerr, 2001; Rahbek & Graves, 2001; Johnson & Ward, 2002; Hawkins *et al.*, 2003a; Choi, 2004, entre otros). En este caso, la variable mejor correlacionada con la diversidad de mariposas controlando la completitud del inventario, fue la altitud máxima, seguida por la distancia a los Pirineos. Ciertamente, la escala empleada puede estar condicionando los resultados. Rahbek & Graves (2001), demostraron que mientras que las variables

climáticas influían en la riqueza de especies a un amplio rango de escalas, la importancia de la topografía aumentaba cuando se utilizaban cuadrículas de mayor tamaño. Dentro de estos límites, no aparecen medidas de la evapotranspiración, ni potencial ni real, aunque otras variables relacionadas con la energía ambiental, como son la temperatura media de las máximas y el porcentaje de horas de sol, contribuyen débilmente a la explicación del modelo. El porcentaje de horas de sol es importante para la distribución de las mariposas debido a la conducta ectotérmica de estos insectos, que necesitan calor y energía solar para mantener su actividad normal (Turner *et al.*, 1987), tanto larvas como adultos. Pero a pesar de esta conducta, no presentaron como factor más importante la temperatura ambiental, como sucede en algunos estudios realizados con reptiles, animales también ectotermos (Hawkins *et al.*, 2003a). Esto es tal vez debido a las diferencias de tamaño entre ambos organismos, presentando los insectos tamaños más pequeños y una mayor vulnerabilidad frente a la desecación en ambientes de elevada temperatura. Al analizar sólo las cuadrículas bien estudiadas, variables relacionadas con la energía, como la evapotranspiración real (relacionada inversamente con la densidad de mariposas), explicaban la mayor parte de la variación de la riqueza, seguida por medidas de la heterogeneidad de hábitats (como la diferencia de altitud), de forma similar a los resultados obtenidos en estudios anteriores (Kerr, 2001). El problema que presenta este modelo es que mantiene cierta estructura espacial en los residuos. Esto puede dar lugar a malas interpretaciones, ya que probablemente otras variables con influencia no están siendo consideradas.

La precipitación anual, en general, presentó bajas contribuciones. Existen estudios contradictorios sobre la relación entre diversidad de mariposas y la precipitación (relacionados significativamente: Wilcox *et al.*, 1986; Pollard, 1988; Stefanescu *et al.*, 2004; no relacionados: Luoto *et al.*, 2006). Según Martín & Gurrea (1990) la precipitación y la irregularidad pluviométrica juegan un papel secundario en la distribución de la densidad de especies de mariposas.

En este trabajo no se han utilizado variables relacionadas con la diversidad vegetal. Hawkins & Porter (2003 a y b) y Stefanescu *et al.* (2004) no presentaron modelos en los que esta variable resultase significativa, existiendo posibles efectos climáticos que actúen directamente sobre las mariposas independientemente de la cantidad de vegetación presente. Esto apoya la idea de que los límites de los rangos de distribución de las mariposas los impone el clima y no la diversidad de plantas nutricias (Pollard, 1979; Turner *et al.*, 1987; Dennis & Shreeve, 1991; Bryant *et al.*, 1997; 2002; Quinn *et al.*, 1998; Parmesan *et al.*, 1999; Hawkins & Porter, 2003a; Stefanescu *et al.*, 2004). Aunque estas últimas sean importantes, no son las causantes

exclusivas de la densidad de mariposas, ya que a menudo una especie de mariposa se encuentra sólo en una determinada fracción del rango de distribución de sus plantas nutricias (Quinn *et al.*, 1998).

Aunque la influencia humana, en forma de cobertura de áreas urbanas e industriales, ha sido señalada por presentar un efecto importante en la riqueza de especies en ciertos estudios (Araújo, 2003; Stefanescu *et al.*, 2004; Luoto *et al.*, 2006), este efecto no se ha detectado a la escala adoptada en este estudio. Esta influencia humana también se puede relacionar con sesgos en el esfuerzo de muestreo (Kerr, 2001).

El modelo completo obtenido considerando la completitud del inventario era capaz de explicar un 83% de la variación, lo que sugiere la existencia de factores alternativos que influyen en la diversidad de especies (Hawkins *et al.*, 2003a), como eventos históricos (efecto península, patrones de recolonización postglacial...) o ecológicos (diversidad vegetal, competencia...).

Desde que Simpson (1964) reconociera que la densidad de especies de mamíferos decrecía en las penínsulas norteamericanas desde su zona de unión con el continente, se ha intentado demostrar la existencia de un efecto península en diferentes taxones y resolver cuáles son las causas de la diversidad de especies en diferentes penínsulas (Taylor & Regal, 1978; Brown, 1987; Means & Simberloff, 1987; Brown & Opler, 1990; Wiggins, 1999; Johnson & Ward, 2002; Ramírez & Tellería, 2003), aunque recientemente este efecto península ha sido objeto de críticas (Brown, 1987). En este estudio se aprecia un ligero gradiente NE-SO o efecto península en la distribución de las mariposas diurnas de la Península Ibérica, si bien no es el principal factor condicionante del patrón de riqueza. La Península Ibérica posee un gradiente climático muy marcado entre la zona atlántica, fría y húmeda, y la zona mediterránea más seca y cálida. La distribución de muchos organismos se encuentra asociada a estos gradientes, existiendo especies de un marcado carácter eurosiberiano y mediterráneo, respectivamente (Ramírez & Tellería, 2003). Por otra parte, las bruscas fluctuaciones ambientales que se dieron en el final del Pleistoceno (de Jong, 1998) influyeron en la densidad de especies, ya que las mariposas son insectos sensibles a alteraciones climáticas (Dennis *et al.*, 1991). La presencia de un puente entre la península y el continente explica cómo algunas especies han colonizado la Península Ibérica (Martín & Gurrea, 1990). El decrecimiento en el número de especies a mayor distancia al istmo puede ser debido a una acción dispersiva (Hewitt, 1999) desde el Noreste. Aunque son también probables explicaciones alternativas como la probabilidad de extinción diferencial desde el Suroeste en relación con la menor

densidad de especies existente a mayor distancia del continente. Además, la Península Ibérica constituyó un refugio durante la última glaciación (Dennis *et al.*, 1995; Bilton *et al.*, 1998; Taberlet *et al.*, 1998; Hewitt, 2000), o tal vez más de uno (Branco *et al.*, 2002), y las diferentes especies de mariposas resultaron afectadas de manera distinta por los ciclos glaciares e interglaciares (Dennis *et al.*, 1991). Por estas razones y debido a que en este caso el efecto península es compatible con ciertos efectos espaciales, este gradiente peninsular debería considerarse más como un patrón, que como un efecto. Por consiguiente, según los resultados obtenidos, este gradiente Norte-Sur puede ser explicado por la recolonización post-glacial combinada con la disposición de las cadenas montañosas ibéricas.

Los otros modelos realizados (sin considerar la completitud o tomando sólo las cuadrículas bien estudiadas) resultaron menos convincentes, por presentar un menor poder explicativo (31% menor), o autocorrelación en sus residuos, como ya se ha comentado. Además, variables como el porcentaje de horas de sol o el término cúbico de la latitud, eran incluidos cuando se tenía en cuenta la completitud del inventario. Por tanto, estas variables presentan importancia en la distribución de las mariposas, no por sí mismas, sino en relación con el esfuerzo de muestreo. Al utilizar el modelo que considera la completitud, no desaparecía ninguna de las variables obtenidas en el modelo sin considerarla, con lo que no existe una relación aparente entre estas variables y el esfuerzo de muestreo dedicado. Al analizar sólo las cuadrículas bien estudiadas, la explicación fue comparable a la obtenida con el modelo que consideraba la completitud del inventario, pero predice una distribución geográfica de la riqueza menos contrastada.

Aun así, todos los modelos coincidieron en señalar el Norte de la Península (exceptuando Galicia), el Sistema Central, y las proximidades de Sierra Nevada, como las zonas de mayor riqueza predicha, coincidiendo con las zonas de mayor riqueza conocida.

A pesar de los resultados obtenidos, las variables pueden influir de diferente manera según las especies (Luoto *et al.*, 2006), lo que hace difícil enunciar una explicación global a la diversidad de especies. Por ejemplo, es posible una pérdida de especies de mariposas diurnas hacia el Sur de la Península, excepto en los grupos de afinidad norteafricana (Antocharinae) que es en esta zona donde se encuentran (Martín & Gurrea, 1990), algo que ocurre también con las aves forestales, distribuyéndose de manera desigual según las preferencias ecológicas de las diferentes especies (Ramírez & Tellería, 2003).

Por tanto, las variables topográficas parecen tener una mayor influencia en la densidad de especies de mariposas. Un patrón peninsular no puede descartarse

completamente, si bien no parece ser el factor dominante. Incidentalmente, el estudio demuestra que la inclusión de medidas de la calidad de los inventarios, la precisión de los datos utilizados y el efecto de la estructura espacial son necesarios en este tipo de trabajos, produciendo resultados diferentes según su consideración o no. También se da la posibilidad de que los recientes cambios climáticos puedan estar afectando a la distribución de las mariposas (Parmesan *et al.*, 1999; Kerr, 2001; Choi, 2004). Si la distribución de la riqueza de especies depende de factores relacionados con el clima, esto indica que muchas especies de mariposas pueden responder rápidamente al cambio climático (Stefanescu *et al.*, 2003; Luoto *et al.*, 2006). Por ello, es importante la realización de estudios predictivos y modelos de la distribución y riqueza de especies bajo distintos escenarios, tanto con condiciones actuales como futuras, relacionándolos con las variables que influyen en su distribución.

CAPÍTULO 5.

SECTORIZACIÓN DE ÁREAS A PARTIR DE MARIPOSAS IBERO- BALEARES



Material inédito

Foto: *Melanargia galathea* (Linnaeus, 1758). Tomada por Helena Romo.

INTRODUCCIÓN

Sectorización. Unidades biogeográficas

La sectorización de áreas es una actividad tradicional en biogeografía, que se utiliza como una aproximación a la comprensión de la distribución geográfica de la diversidad biológica. Para poder comprender la distribución de los organismos, es necesaria la determinación de los patrones y tendencias espaciales y temporales. Este capítulo se va a centrar sólo en los primeros (espaciales). Se trata de buscar patrones comunes de especies o regiones geográficas que permitan sintetizar nuestro conocimiento de la distribución geográfica de la diversidad y poder de este modo entender, predecir o extrapolar estas tendencias en áreas amplias con composición faunística homogénea dentro del área de estudio. La expresión común de la sectorización es la delimitación de unidades biogeográficas, que pueden ser jerarquizadas según su extensión (en reinos y regiones a escala mundial, y subregiones y provincias a escala continental, entre otras; Antúnez & Márquez, 1992; Müller, 1973 (según Müller, 1979); Cox, 2001; Morrone, 2002). Dichas unidades biogeográficas generalmente se han definido arbitrariamente en función del tipo de organismos estudiados y de la escala de observación, para de ese modo hallar pautas o modelos que permitan describir la distribución de los organismos. La delimitación de regiones biogeográficas afronta dos problemas fundamentales: el sistema de agrupación y la definición de fronteras. Estas fronteras están íntimamente relacionadas con los límites de dispersión del área de distribución de los taxones. El agrupamiento de unidades en función de su semejanza biótica permite medir la semejanza relativa y agrupar zonas de forma objetiva, para comprobar si el área de estudio es homogénea en cuanto a especies de mariposas se refiere, o existen zonas que destacan por la presencia de corotipos, así como si las zonas protegidas y bien estudiadas representan adecuadamente las regiones presentes.

La zona Paleártica: Cuenca Mediterránea y Península Ibérica

La cuenca mediterránea es un área de historia biogeográfica compleja, en la que se dan de forma repetitiva fenómenos de dispersión y vicarianza, pudiendo una fauna ser producto de múltiples historias biogeográficas (Martín-Piera & Sanmartín, 1999). La dispersión implica que la distribución de dos taxones filogenéticamente relacionados se debe a la presencia de un ancestro común en una de las dos regiones, desde la cual colonizó la otra. La vicarianza supone, en la misma situación, que el antecesor común ocupaba el área formada por estas dos regiones, y que por razones históricas estas dos áreas quedaron aisladas, consiguiendo sobrevivir los descendientes en ambas (Nelson &

Platnick, 1981). Las extinciones también son importantes en las reconstrucciones biogeográficas, pero son difíciles de documentar en organismos con un registro fósil escaso, como ocurre con muchos artrópodos y en especial con los lepidópteros.

El conocimiento de la distribución detallada de las especies de la mayor parte de los grupos taxonómicos ibéricos es todavía escaso (Ramos *et al.*, 2001), y tales datos son necesarios para realizar clasificaciones fiables. En parte por ello, hasta hace relativamente poco tiempo no ha surgido el interés por realizar análisis objetivos de las distribuciones de los grupos taxonómicos de los que existen datos en la Península Ibérica, así como delimitar regiones biogeográficas basadas en la distribución de especies: 1- vegetales (Moreno & Sainz, 1992; Moreno *et al.*, 1998; Blanco & Sainz, 2000; Rey Benayas & Scheiner, 2002); 2- animales (coleópteros: Ribera, 2000; Hortal *et al.*, 2003; zigenas: Martín & Gurrea, 2003; mariposas diurnas endémicas: García-Barros, 2003; mamíferos: Palomo *et al.*, 1994; Real *et al.*, 1996; Palomo & Gisbert, 2002; peces y anfibios: Vargas *et al.*, 1998; aves: Carrascal & Lobo, 2003; o varios grupos taxonómicos: García-Barros *et al.*, 2002); 3- o las realizadas en la zona oeste de la Península (lombrices: Rodríguez *et al.*, 1997; mariposas diurnas: Garcia-Pereira *et al.*, 2003; y escarabeidos: Hortal *et al.*, 2000).

Sectorización Ibero-balear

La composición faunística de una región se debe a propiedades compartidas por las especies que la pueblan. Por ello las clasificaciones de áreas comparten ciertas propiedades de las clasificaciones biológicas enunciadas por Mayr & Ashlock (1991), por ejemplo la homogeneidad en los grupos formados por compartir gran número de atributos. Este punto de vista se ve reforzado por regionalizaciones basadas en la fauna de mariposas del paleártico occidental (Dennis *et al.*, 1995; 1998). Una sectorización bien fundamentada puede presentar una capacidad predictiva con implicaciones en la conservación: los grupos faunísticos pueden ser vulnerables de forma diferencial a diferentes procesos ambientales y requerir diferente consideración (Dennis *et al.*, 1998). También las regiones biogeográficas obtenidas son útiles para obtener unidades geográficas con las que realizar análisis en un ámbito geográfico mayor. Esta es la idea en la que se basan las áreas de endemismo (Morrone, 1994).

Los objetivos de este capítulo son 1- proponer una sectorización (división geográfica) de la Península Ibérica y Baleares basada en mariposas diurnas a partir de datos de presencia-ausencia de estos lepidópteros en cuadrículas UTM de 50 km de lado y compararla con las existentes basadas en otros organismos, y 2- señalar las especies diagnósticas o características de cada zona.

Con el propósito de obtener un resultado lo más independiente posible del método empleado, se realizaron varias aproximaciones basadas en la afinidad entre las áreas por su similitud total, utilizando diferentes medidas de asociación o similitud combinadas con diversos algoritmos de aglomeración o división.

MATERIAL Y MÉTODOS

Tratamiento de los datos y red de malla empleada

Se han utilizado datos de presencia-ausencia en cuadrículas UTM de 50 x 50 km con las especies descritas en el Apéndice 1, sin incluir las especies *Carchadorus tripolinus* y *Leptidea reali* de manera independiente, debido a su difícil separación de las especies *Carchadorus alceae* y *Leptidea sinapis*, respectivamente. Se prepararon dos matrices de datos. En una de ellas (matriz A), se han eliminado las cuadrículas que no contenían datos suficientes como para considerarse bien estudiadas (presentaban menos del 70% de su fauna inventariada, ver Capítulo 2). En la segunda (matriz B), se han unido estas cuadrículas mal estudiadas a la cuadrícula limítrofe más parecida, para minimizar la pérdida de información sobre interrelaciones a costa de cierta pérdida de definición. Esta agrupación se llevó a cabo siguiendo tres criterios: 1- las cuadrículas con un nivel de estudio superior a 70% se tomaron como unidades independientes, y todas las demás fueron agrupadas, primero 2) según su parecido faunístico (aplicando el índice de Jaccard como medida de similitud) y 3) en caso de duda o ante falta de datos en la cuadrícula, según el parecido fisiográfico de las cuadrículas adyacentes a ella (Figura 1).

De este modo se obtuvieron dos matrices con 172 y 194 unidades respectivamente, sobre el total de 281 cuadrículas de 50 km de lado de las que consta nuestro área de estudio (Península Ibérica e Islas Baleares).

Análisis de aglomeración

Entre los análisis de agrupamiento o aglomeración se utilizó el análisis de agrupamiento jerárquico ("*cluster analysis*"). Existen varias técnicas, pero todas coinciden en computar primero una medida de semejanza o distancia entre variables (en este caso se usó el índice de Jaccard) y agruparlas posteriormente mediante algún algoritmo de agrupación. En este caso, se construyeron los dendrogramas por el "método de ligamiento promedio no ponderado" (UPGMA) empleando la opción de clasificación de conglomerados jerárquicos del paquete estadístico SPSS (SPSS, 2003) con método de vinculación inter-grupos.

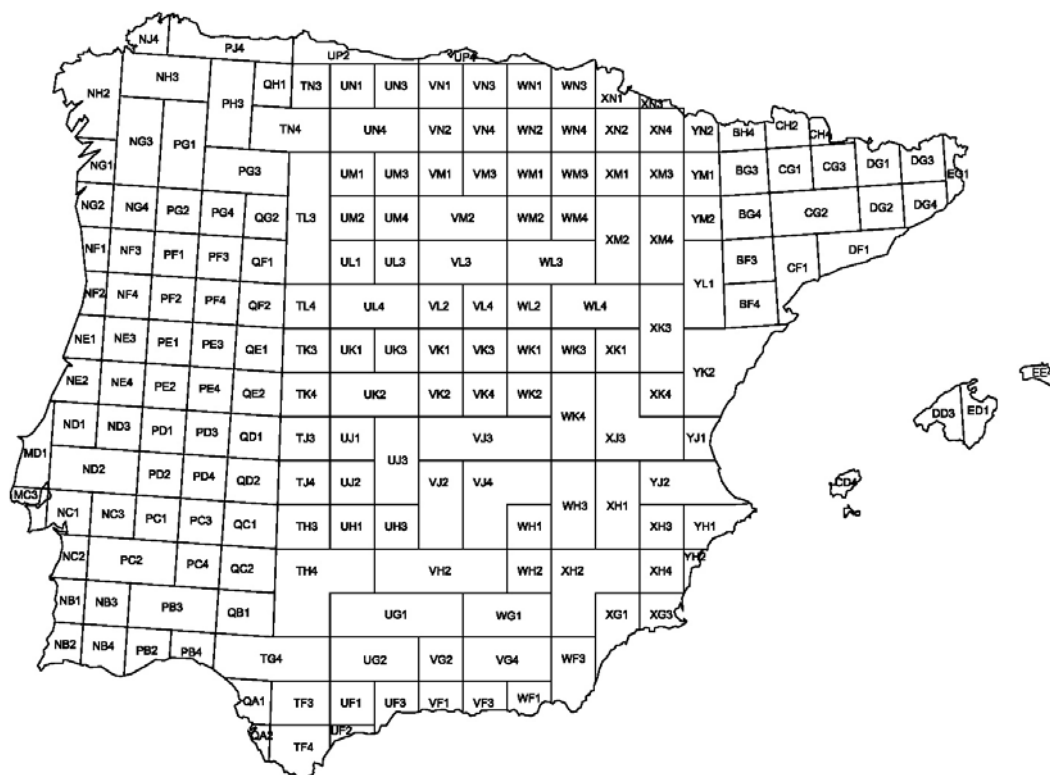


Figura 1. Representación de las cuadrículas UTM de 50 km de lado agrupadas con sus cuadrículas adyacentes en los análisis biogeográficos por poseer menos del 70% de su fauna de mariposas inventariada.

El índice de Jaccard (Jaccard, 1908) es una de las medidas de semejanza de igualación (o asociación) más útiles y comúnmente utilizadas por los biogeógrafos (Real *et al.*, 1992), además de ser uno de los índices más usados con datos binarios (Catena *et al.*, 2003). Este índice tiene en cuenta las presencias y excluye las dobles ausencias, siendo independiente del número de cuadrículas estudiadas (Real & Vargas, 1996), lo que lo hace más conveniente para este estudio. El índice de Jaccard puede expresarse de varias formas, siendo la más común:

$$J = C / (A + B - C)$$

Donde A es el número de especies presentes en la cuadrícula UTM "a", B es el número de especies presentes en la cuadrícula UTM "b", y C es el número de especies presentes en las cuadrículas UTM "a" y "b".

Para probar la significación estadística de las ramas del dendrograma se pueden utilizar índices de asociación para los que se han calculado tablas de probabilidades (Vargas *et al.*, 1997). Estos son, principalmente, los índices de Baroni-Urbani y Buser (Baroni-Urbani & Buser, 1976) y el índice de Jaccard (Baroni-Urbani, 1980). Se utilizó la tabla de probabilidades asociada al índice de Jaccard (con niveles de significación de

$p < 0,01$ y $p < 0,05$) según el número total de atributos (especies) en cada par de cuadrículas o subconjuntos de cuadrículas que se están relacionando, y el número de atributos en cada cuadrícula.

Análisis mediante parsimonia

El principio de parsimonia se ha empleado para inferir relaciones históricas entre áreas (Rosen, 1988) o simplemente como método de asociación entre unidades de área (García-Barros, 2003). En este trabajo se ha aplicado como método de clasificación en ausencia de información filogenética, algo que ya se ha hecho anteriormente con otros grupos taxonómicos incluyendo las mariposas (Balleto, 1995; García-Barros, 2003; Martín & Gurrea, 2003). El método busca las agrupaciones de áreas caracterizadas por un máximo número de especies con distribuciones coincidentes, que pueden identificarse y usarse para definir o designar las áreas. Estos métodos han sido usados bajo la denominación de PAE (Parsimony Analysis of Endemicity: Morrone, 1994), PAD (Parsimony Analysis of Distributions: Trejo-Torres & Ackerman, 2001), ASE (Análisis de Simplicidad de Endemismos: Crisci *et al.*, 1994), usando un hipotético grupo externo sin especies (formado por todo cerros) (Vargas, 1992; Morrone, 1994; García-Barros *et al.*, 2002).

El análisis de parsimonia se aplicó a la matriz binaria de áreas x taxones, tanto a la matriz A como a la B, utilizando los programas NONA (Goloboff, 1999) y WinClada (Nixon, 2002) con la opción búsqueda heurística (parámetros hold: 100, mult*N: 100, hold/: 100) y una estrategia de búsqueda de múltiple TBR+TBR (mult*max*) (Hendy & Penny, 1982). Esto permitió obtener un conjunto de cladogramas de máxima parsimonia junto con su longitud (L, número de pasos), y las dos medidas descriptivas tradicionalmente empleadas en cladística para resumir la proporción de homoplasia en los dendrogramas: CI: índice de consistencia y RI: índice de retención (Wiley *et al.*, 1991; Skelton & Smith, 2002; Lipscomb, 1998)

En caso de obtener múltiples soluciones, se calcularon los árboles de consenso de mayoría y estricto (Wiley *et al.*, 1991). El consenso de mayoría muestra en qué porcentaje del total de cladogramas obtenidos se da un determinado clado o rama. El árbol de consenso estricto muestra qué agrupaciones están presentes en todos los árboles de máxima parsimonia obtenidos (almacenados en la memoria del ordenador). Este dendrograma se usó para localizar las especies propias de esa rama que no se encuentran en ninguna otra rama más del árbol (análogas a las sinapomorfías en un análisis cladista). Se eligió como criterio de selección y representación que la cuadrícula poseyera dos o más especies características (sinapomorfías) (Morrone, 1994).

El índice de remuestreo (*Bootstrap*) se usó como medida de soporte de las agrupaciones obtenidas (Efron, 1979; Felsenstein, 1995), ya que es el índice más simple para comprobar la fiabilidad de un árbol filogenético (Penny & Hendy, 1986; Hillis & Bull, 1993; Baldauf, 2003; Holder & Lewis, 2003). El índice de remuestreo es el porcentaje realizado con un conjunto de árboles procedentes de remuestreo, de modo que calcula las probabilidades de que el dendrograma sea obtenido por azar. Valores de 70% o superiores indican agrupaciones que pueden considerarse de confianza (Hillis & Bull, 1993), ya que de esta forma se reducen las posibilidades de que los resultados obtenidos sean debidos al azar. Los valores de *Bootstrap* inferiores a 50% por convenio no son mostrados en los árboles de consenso (Baldauf, 2003). Se calculó con el programa NONA (Goloboff, 1999) computando 100 réplicas con los parámetros mult*N: 10 y hold/:1, ya que para los valores mult*N: 100, hold/:100, se hacían necesarias más de 72 horas con un procesador Pentium(R) 4, 3,01 GHz y 384 MB de RAM. De este modo, se redujo el tiempo de procesamiento a unas tres horas por análisis.

Métodos de clasificación: TWINSPAN

El programa de técnicas analíticas CAP (*Community Analysis Package*) (Henderson & Seaby, 1999) ha sido utilizado para realizar métodos multivariantes de clasificación como TWINSPAN, o para comprobar la relación existente entre especies y cuadrículas como DECORANA. Estos análisis son una adecuada herramienta para la descripción de los patrones de distribución de diferentes taxones (Real *et al.*, 1992). Algunos autores recomiendan el uso combinado de DECORANA y TWINSPAN como método eficaz en biogeografía (Gauch & Whittaker, 1981), y es frecuente su aplicación en estudios biogeográficos (Dennis *et al.*, 1991; Moreno & Sainz, 1997; Moreno *et al.*, 1998).

El método TWINSPAN (*Two Way INdicator SPecies ANalysis*; Hill, 1979a), es un procedimiento divisivo. Fue desarrollado por Hill (1979a) para análisis de comunidades vegetales, pero se adapta bien a comunidades animales. El programa construye primero una clasificación de las muestras dividiéndolas en grupos mediante sucesivas dicotomías, y después utiliza como base esta clasificación para obtener una clasificación de las especies de acuerdo con sus preferencias ecológicas. Las muestras se ordenan por análisis de correspondencias en dos grupos (positivo y negativo) según contengan o no a la especie, de forma que los más similares entre sí se coloquen unos cerca de otros.

Como resultado, TWINSPAN produce una tabla de relaciones entre las especies y las cuadrículas, una clasificación de las muestras y otra de las especies. Se ha utilizado

solamente la matriz B para este análisis (Figura 1). Se utilizaron las opciones por defecto del programa empleando datos de presencia-ausencia.

Métodos de ordenación multivariante: DECORANA

DECORANA (*DEtrended CORrespondence ANALysis*) fue ideado por Hill (1979b) para intentar mejorar dos problemas principales del análisis de correspondencias tradicional (AC): el “efecto arco” y la “compresión de punto final”. Cuando se representan el primer y segundo eje producidos por AC, los puntos se disponen en un arco, debido más a la relación cuadrática entre los ejes que a una relación ecológica. La técnica que emplea DECORANA elimina este arco. Esta tendencia de los puntos que están al final del primer eje de estar más juntos que aquellos que están en medio, es eliminada segmentando el eje, expandiendo los segmentos terminales y comprimiéndolos hacia el centro.

En el análisis de DECORANA, aplicado a la matriz B solamente (Figura 1), no se concedió mayor peso a las especies raras y se optó por los valores por defecto del programa. Para interpretar las posibles causas que explican los ejes obtenidos, se tomaron en primer lugar los valores del primer y segundo eje de los resultados de las muestras para una representación gráfica, ordenando de menor a mayor los valores del eje 1, y aplicándole un gradiente de color eligiendo estos valores de 20 en 20. Se procedió de igual modo con el eje 2.

Posteriormente, con los valores de los tres primeros ejes se realizó un dendrograma utilizando el recomendado método de Ward como estrategia de agrupamiento (Legendre & Legendre, 1998) y la distancia euclídea al cuadrado, con la opción de clasificación de conglomerados jerárquicos del paquete estadístico SPSS (SPSS, 2003). Este dendrograma se representó en un mapa de la Península Ibérica e Islas Baleares.

Regiones biogeográficas utilizando mariposas

Con objeto de resumir los resultados, se ha configurado un mapa de regiones biogeográficas de mariposas con los resultados de las divisiones coincidentes en la mayor parte de los análisis obtenidos utilizando la matriz B (Figuras 3, 5, 7 y 11). Se dio prioridad a las grandes divisiones basales que más se repetían. En caso de duda con la delimitación de alguna zona, se decidió mediante superposición con mapas existentes de regionalizaciones fitogeográficas, de pisos bioclimáticos o de cadenas montañosas de más de 1000 m del área de estudio.

Además, a partir de la matriz de presencia-ausencia se analizó el porcentaje de exclusividad y extensión de cada especie en cada región, comprobando si las

cuadrículas se encontraban repartidas al azar o no mediante un test de χ^2 para $\alpha = 0,05$ y $\alpha = 0,01$. La exclusividad se calculó como el número de cuadrículas UTM en las que una especie está representada dentro de una determinada zona, dividido entre el número de cuadrículas UTM en las que se encuentra la especie del total de cuadrículas del área de estudio. Se consideró representativo un porcentaje de exclusividad mayor o igual a 80%. La extensión se calculó como el número de cuadrículas UTM en las que una especie está presente dentro de una determinada zona, dividido por el número de cuadrículas UTM que presenta esa zona.

RESULTADOS

Análisis de aglomeración

Los resultados de los análisis de aglomeración se han presentado en forma de dendrograma para cada una de las dos matrices aplicando el índice de Jaccard (Apéndice 2 y Apéndice 3).

El dendrograma obtenido de la matriz A con el índice de Jaccard (Figura 2 y Apéndice 2) exhibía dos cuadrículas que por presentar un elevado número de ausencias de especies (ceros) no eran agrupadas significativamente con ninguna otra. Las islas Baleares se separaron en primer lugar, y se agruparon con lugares que presentaban registros de pocas especies, aunque solamente fue significativa la unión de las cuadrículas que pertenecían a las islas ($p < 0,01$). Las principales divisiones significativas observadas (todas a un nivel $p < 0,01$) correspondían con una agrupación en la mitad norte de la Península y las zonas montañosas; un segundo grupo, que comprendía parte de la región noreste de Portugal; Un tercer grupo que agrupaba Levante, el sur de Portugal y de Andalucía, y gran parte central de la cuenca del Ebro. Y un cuarto grupo que se distinguía entre las cuadrículas basales, agrupando parte de la submeseta Norte de manera significativa ($p < 0,01$) excepto con la cuadrícula UM3.

El dendrograma obtenido a partir de la matriz B con el índice de Jaccard (Figura 3 y Apéndice 3) mostraba un patrón similar al descrito anteriormente, con las mismas agrupaciones basales. Además se distinguieron uniones significativas ($p < 0,01$) agrupando por un lado la mitad sur de la Península, la cuenca del Ebro y la parte occidental de Castilla y León; por otra parte la mitad septentrional de la Península y las cadenas montañosas; y por último entre las cuadrículas basales sin ninguna agrupación clara, se podía distinguir un agrupamiento significativo ($p < 0,01$) de una fracción de la submeseta Norte, teniendo en este caso la agrupación con la cuadrícula UM3 una significación de $p < 0,05$.

Análisis mediante parsimonia

Se obtuvieron un total de 10.000 árboles de longitud $L = 2.936$ (CI = 7, RI = 66) al cabo de siete horas, utilizando la matriz A, y 5.208 árboles de longitud $L = 3.454$ (CI = 6, RI = 64) después de diez horas, con la matriz B. En el primer caso se obtuvo un árbol de consenso de mayoría de 2.941 pasos (CI = 7, RI = 66) y resolución alta (98%). Los valores de *Bootstrap* se muestran en Apéndice 4. Y en el segundo, un árbol de consenso de mayoría de 3.475 pasos (CI = 6, RI = 64) y resolución de 98% (Apéndice 5).

En el primer caso (matriz A), se obtuvieron un total de 19 clados (agrupaciones) con valores de *Bootstrap* $\geq 50\%$ (11% del total de agrupaciones) y en el segundo 17 agrupaciones (9%). Sólo seis y ocho clados presentaron porcentajes iguales o superiores al 70% (3,2% y 4,7%, respectivamente).

El árbol de consenso de mayoría obtenido de la matriz A (Figura 4) presentaba una amplia politomía basal, con dos divisiones principales: por una parte las Islas Baleares, agrupadas con las zonas costeras del mar Mediterráneo, y zonas del interior de la meseta. Una segunda agrupación se subdividía a su vez en: 1- un aglomerado que incluía la costa suroeste del Atlántico y parte de la submeseta Sur, y 2- otro que comprendía la mayor parte de la Península: zonas montañosas, Extremadura y la mitad norte de Portugal. Los principales grupos de cuadrículas con un porcentaje de *Bootstrap* superior al 50% correspondían principalmente a las Islas Baleares, Sistema Bético y Penibético, la costa norte de la Península, el área de los Picos de Europa y la Beira Litoral de Portugal.

El árbol de consenso de mayoría obtenido con la matriz B (Figura 5) estaba menos resuelto. Se observaron dos ramas basales: la primera agrupaba las Islas Baleares; la segunda comprendía dos regiones, parte de la submeseta Norte, de Almería y del valle del Ebro, y por otro lado el resto de la Península. Dentro de este último grupo se apreciaron asociaciones entre las zonas costeras del Norte; los Pirineos y la Cordillera Cantábrica; el valle del Guadalquivir, y zonas levantinas; una agregación de zonas al Este de la Península; y otras al Oeste de la misma. Los principales grupos de cuadrículas que mostraron un porcentaje de *Bootstrap* superior al 50% se correspondían con las anteriormente mencionadas para la matriz A.

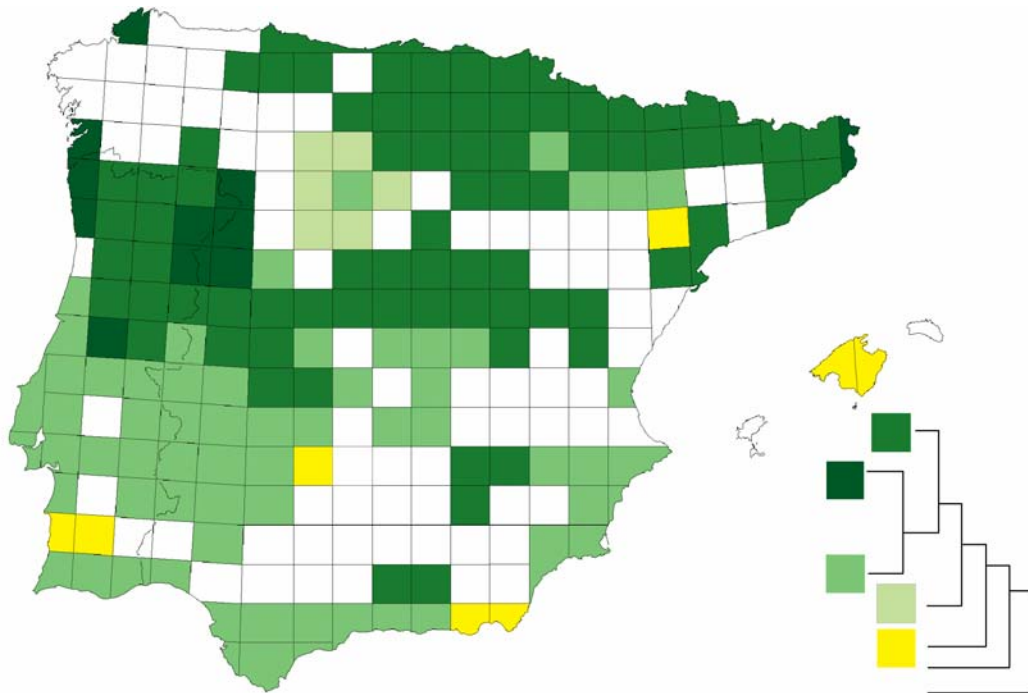


Figura 2. Mapa en el que se representa los aspectos más destacados del dendrograma obtenido aplicando el índice de Jaccard utilizando los datos de la matriz A (se han eliminado del estudio las cuadrículas UTM de 50 km de lado de la Península Ibérica y Baleares que presentan menos del 70% de su fauna de mariposas inventariada, ver texto). Estas cuadrículas se encuentran representadas en blanco, así como las dos cuadrículas de la base del dendrograma). Las distancias representadas en el dendrograma no corresponden con la distancia real existente. Los colores se relacionan con los representados en el Apéndice 2.

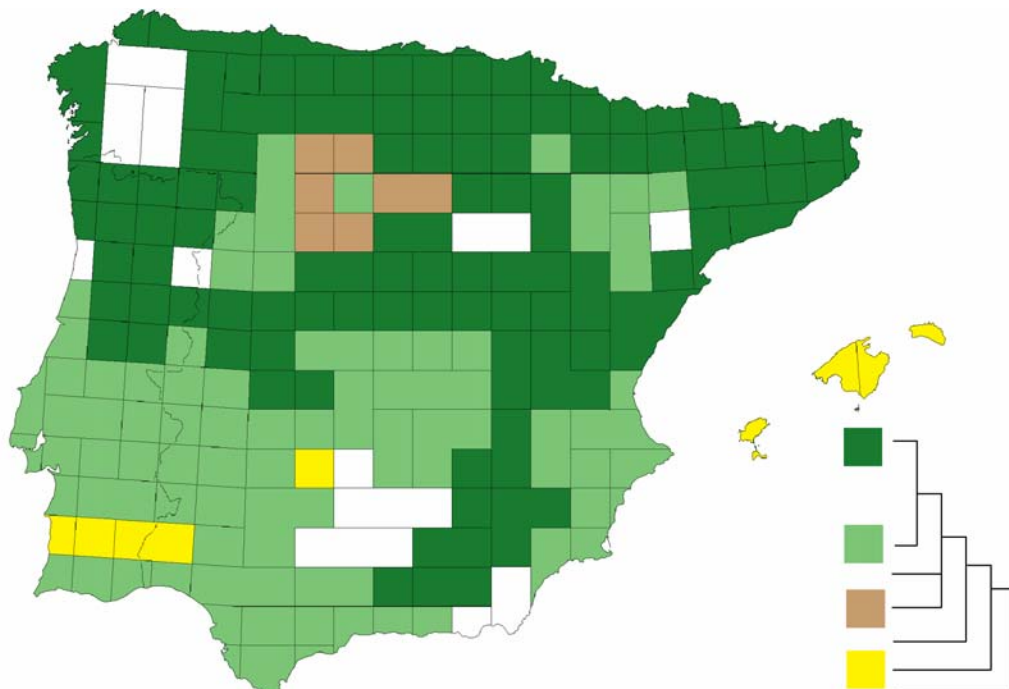


Figura 3. Mapa en el que se representa los aspectos más destacados del dendrograma obtenido aplicando el índice de Jaccard utilizando los datos de la matriz B (se han agrupado las cuadrículas UTM de 50 km de lado de la Península Ibérica y Baleares que presentan menos del 70% de su fauna de mariposas inventariada con las cuadrículas adyacentes, ver texto). Las distancias representadas en el dendrograma no corresponden con la distancia real existente. Los colores se relacionan con los representados en el Apéndice 3.

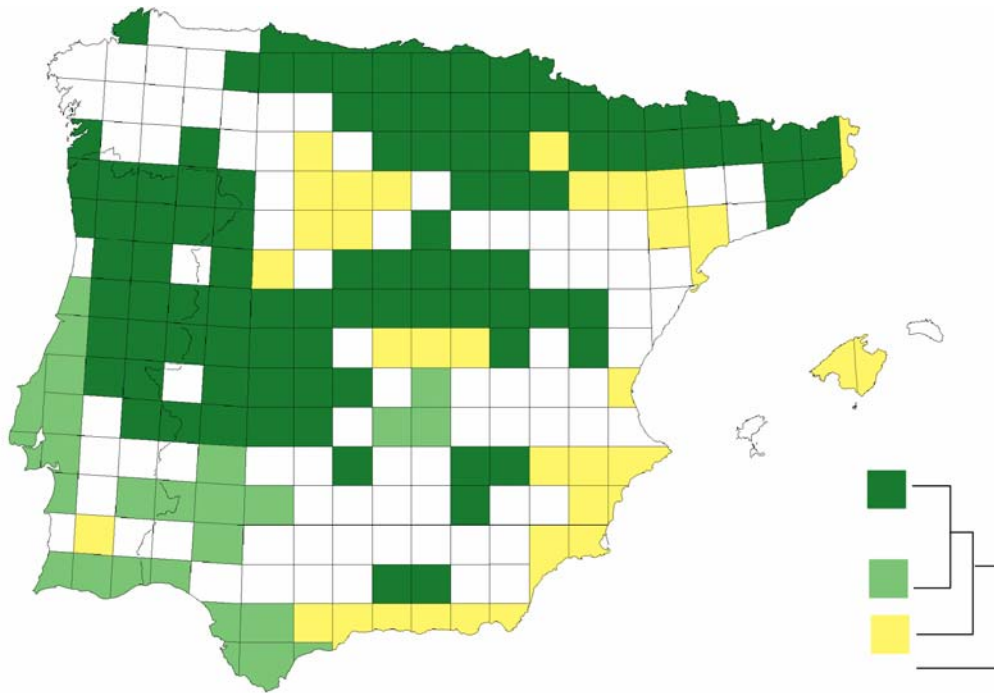


Figura 4. Representación de la estructura basal del dendrograma obtenido mediante la aplicación del principio de parsimonia a la matriz A. Los colores se relacionan con los representados en el Apéndice 4.

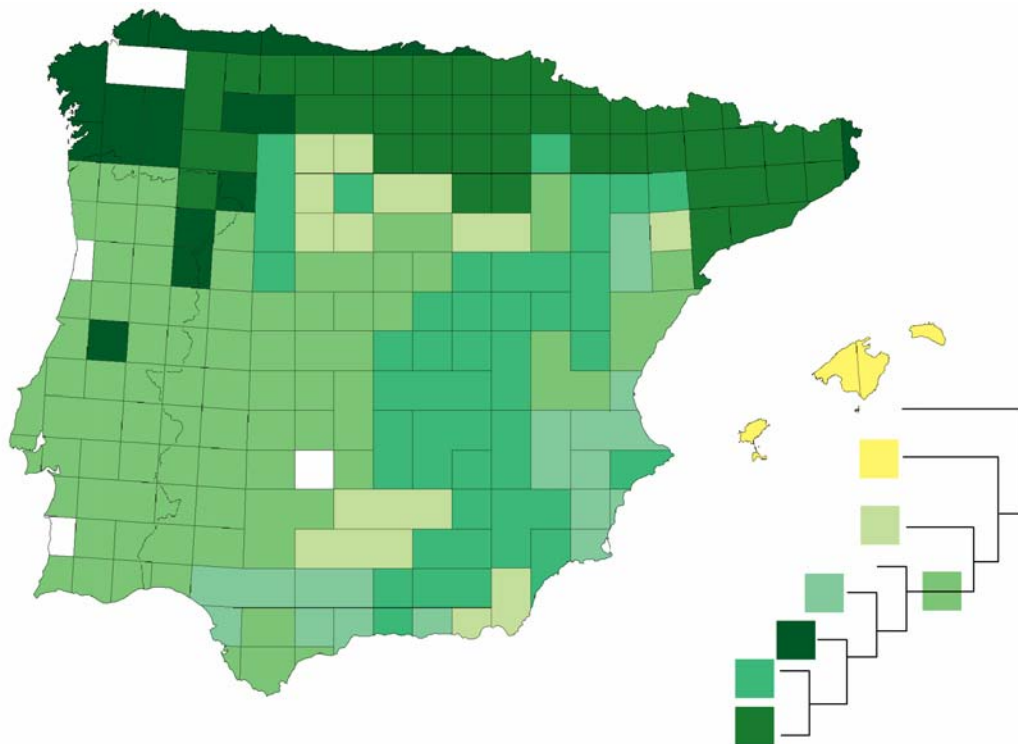


Figura 5. Representación de la estructura basal del dendrograma obtenido mediante la aplicación del principio de parsimonia a la matriz B. Los colores se relacionan con los representados en el Apéndice 5.

Usando el PAE en sentido estricto como método para identificar áreas caracterizadas por al menos dos especies exclusivas en la matriz A, se obtuvo que la inmensa mayoría de las cuadrículas formaban un grupo caracterizado por la presencia de siete especies de amplia distribución ibérica: *Papilio machaon*, *Iphiclides podalirius*, *Zerynthia rumina*, *Colias crocea*, *Pieris rapae*, *Pararge aegeria* y *Maniola jurtina*. Además las cuadrículas CH2, CH4 y DG1 del Pirineo presentaron tres especies características: *Pyrgus cacaliae*, *Boloria napaea* y *Aricia nicias*. El consenso estricto (L = 3.984, CI = 5, RI = 53) se muestra en el Apéndice 6 para esta matriz, y en el Apéndice 7 para la matriz B (L = 3.526, CI = 6, RI = 63), que presentó solamente las mismas tres especies características de las cuadrículas CH2, CH4 y DG1.

Métodos de clasificación: TWINSpan

En la clasificación de las muestras (cuadrículas, Figura 6), se presentan las especies indicadoras en cada división, cuya ausencia o presencia contribuyó a definir un conjunto de unidades. Por ejemplo la especie *Pontia callidice* (número 3 de la Figura 6, y Figura 7), que aparecía en la primera y segunda agrupación (CG3, DG3, CH4, DG1, BH4, CH2, YN2) del primer subconjunto (representado en color verde), no aparecía en ningún otro del mismo conjunto.

Se apreciaron dos grupos principales (Figura 7): el primero a su vez subdividido en dos, agrupando por una parte los Pirineos y la Cordillera Cantábrica, y por otra la periferia de estas montañas junto con el Sistema Central, el Sistema Ibérico, el Sistema Bético y Penibético y el Alto Douro de Portugal. Del mismo modo, la segunda agrupación también se subdividió en dos: 1) Galicia, parte de la submeseta Norte, gran parte de la costa Mediterránea y el Noreste de Portugal, y 2) el resto de la Península (prácticamente toda la mitad Sur, parte de la depresión del Ebro y las islas Baleares).

Métodos de ordenación multivariante: DECORANA

El eje o factor 1 explicó un 21,7% de la varianza, el eje 2 un 6,7%, el 3 un 3,5% y el cuarto eje explicó un 2,9% de la varianza.

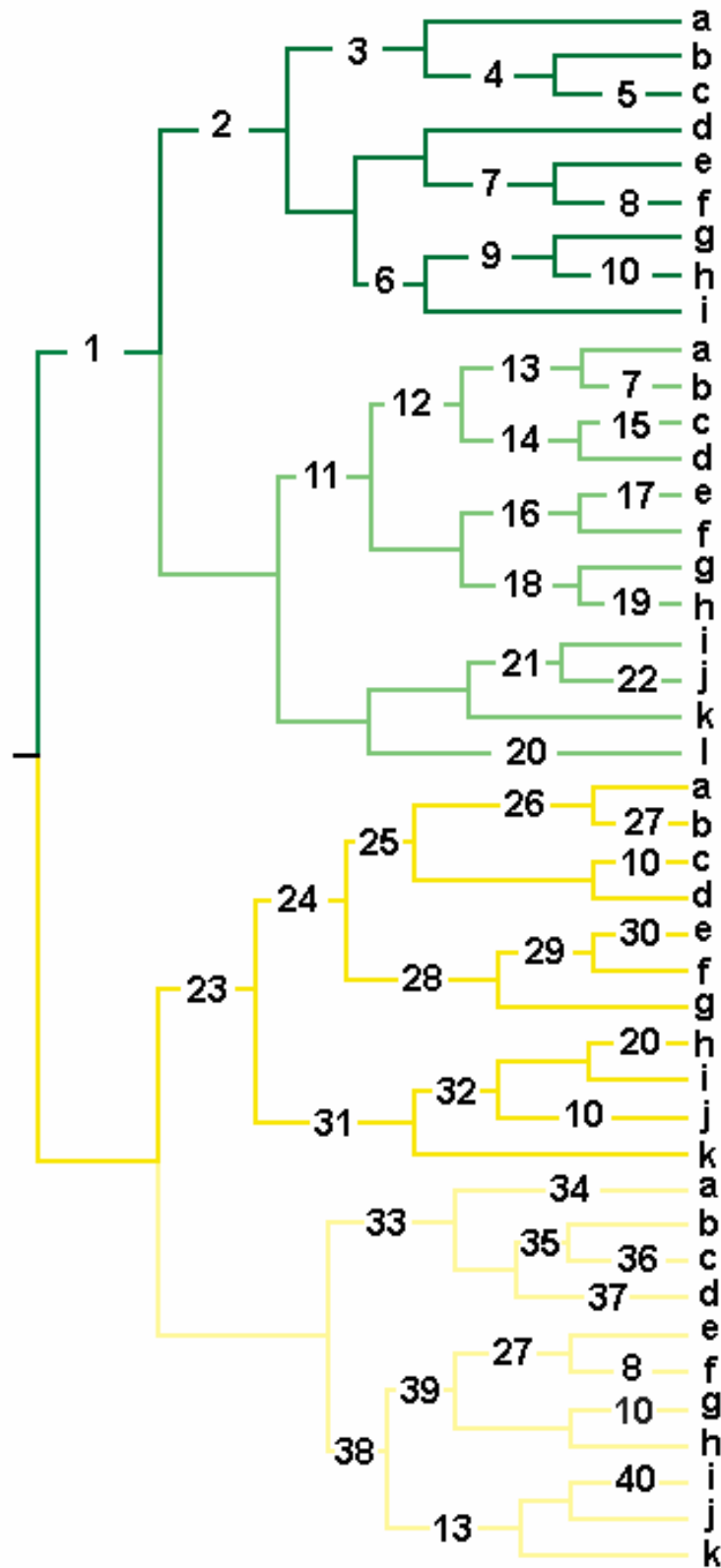


Figura 6. Clasificación de las muestras obtenido mediante el método divisivo TWINSpan aplicado a la matriz B. Los colores de las ramas corresponden a los usados en la Figura 7. Las letras representan las agrupaciones de cuadrículas de forma esquemática, representadas en la Figura 7. Los números indican los taxones preferenciales en cada dicotomía. 1: *C. glicerion*, *C. arcania*, *P. dorylas*, *P. serratulae*, 2: *E. epiphron*, 3: *P. callidice*, 4: *A. niobe*, 5: *B. hecate*, 6: *E. desfontainii*, *P. ripartii*, *P. damon*, 7: *C. alceae*, 8: *T. sylvestris*, 9: *M. occitanica*, 10: *Z. eupheme*,

11: *P. cirsii*, *C. briseis*, 12: *B. dia*, *M. galathea*, *P. ripartii*, *C. argiades*, 13: *C. jasius*, 14: *P. albicans*, *M. russiae*, 15: *A. iris*, 16: *P. damon*, *P. daphnis*, *P. coridon*, *E. zapateri*, 17: *B. ino*, 18: *L. virgaureae*, 19: *P. abencerragus*, 20: *H. morpheus*, 21: *A. cardamines*, 22: *S. actaea*, 23: *A. adippe*, *L. maera*, *I. io*, *A. urticae*, *H. alcyone*, 24: *P. panoptes*, *C. baeticus*, *S. proto*, 25: *P. albicans*, 26: *C. दौरa*, *M. deione*, *P. abencerragus*, 27: *C. alfacariensis*, 28: *P. armoricanus*, *N. antiopa*, *L. bleusei*, *M. trivialis*, 29: *L. roboris*, 30: *O. venata*, 31: *B. selene*, 32: *I. io*, 33: *E. tages*, *P. panoptes*, *G. alexis*, *L. maera*, 34: *E. desfontainii*, 35: *C. lavatherae*, *E. belemia*, *C. दौरa*, 36: *G. nostradamus*, 37: *P. onopordi*, *M. didyma*, 38: *E. aurinia*, 39: *A. belia*, *A. crataegi*, *H. lupina*, *B. circe*, 40: *T. sylvestris*, *E. aurinia*, *P. tithonus*, *L. roboris*.

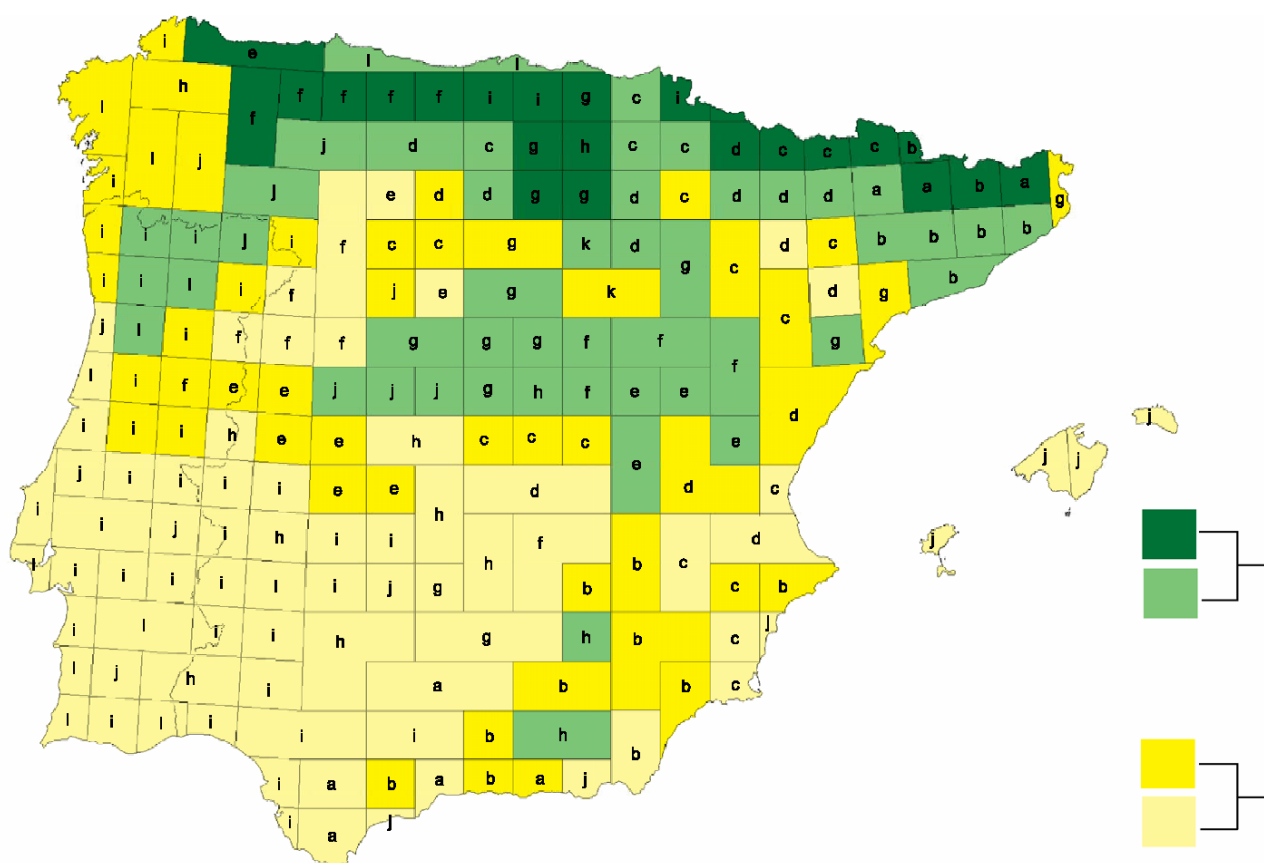


Figura 7. Representación de la clasificación de las muestras obtenida mediante el método divisivo TWINSpan aplicado a la matriz B. Los colores están relacionados con los colores que presentan las ramas de las agrupaciones de cuadrículas de la Figura 6.

Se representaron los dos factores en un sistema de coordenadas x (factor 1) e y (factor 2) (Figura 8). El factor 1 (Figura 9A) sugería un gradiente Noreste-Suroeste, una transición montañas-llanuras, y de las zonas más ricas en especies a las más pobres. De igual modo el factor 2 (Figura 9B) aparentemente parecía relacionado con un gradiente de aridez-humedad, y de zonas de litología calcárea a silíceas.

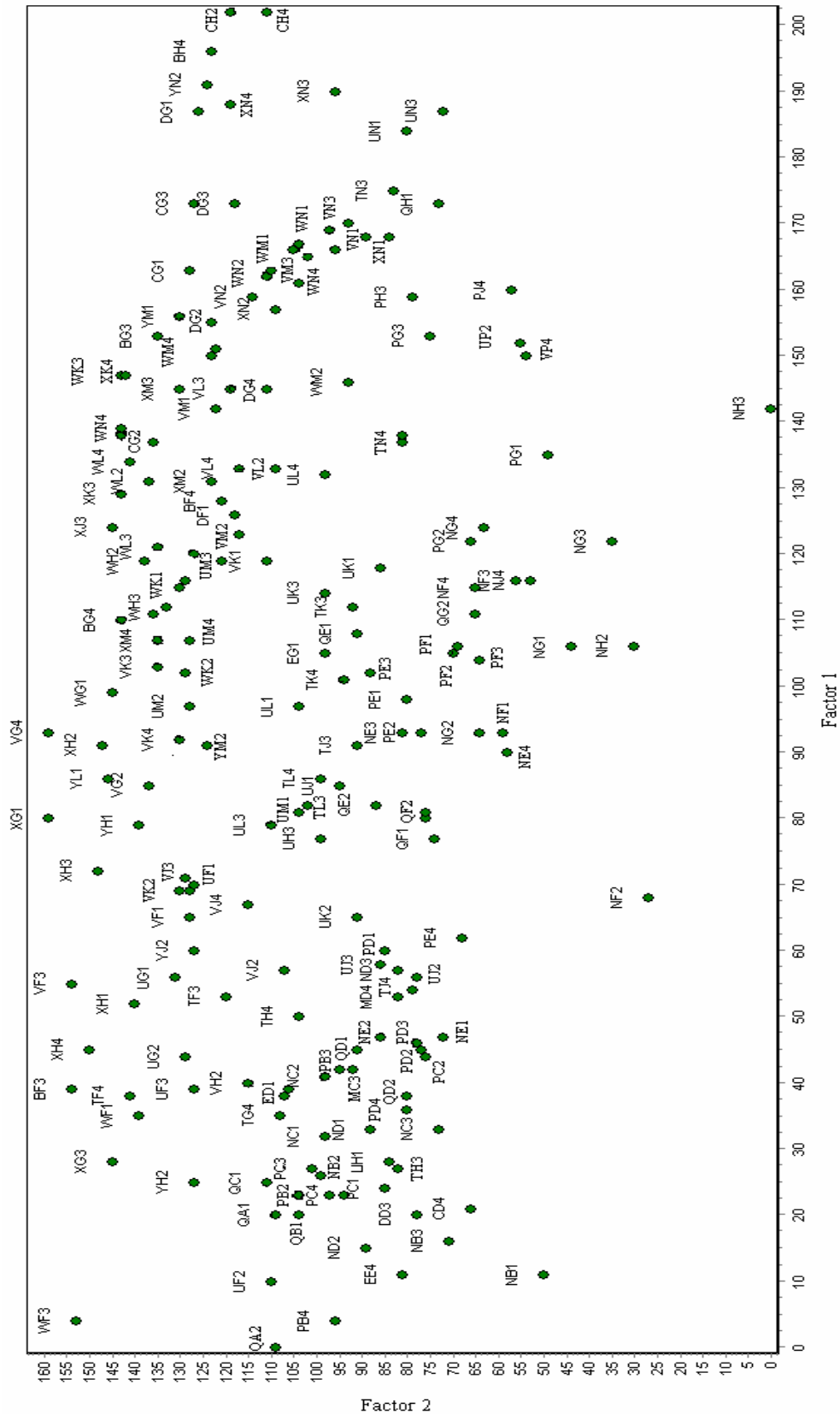


Figura 8. Valores de los factores obtenidos con DECORANA para las cuadrículas de 50 km de lado. Los valores extremos positivos del factor 1 se corresponden con los verdes más oscuros de la Figura 9A, y los del factor 2 se con las cuadrículas azul oscuro de la Figura 9B.

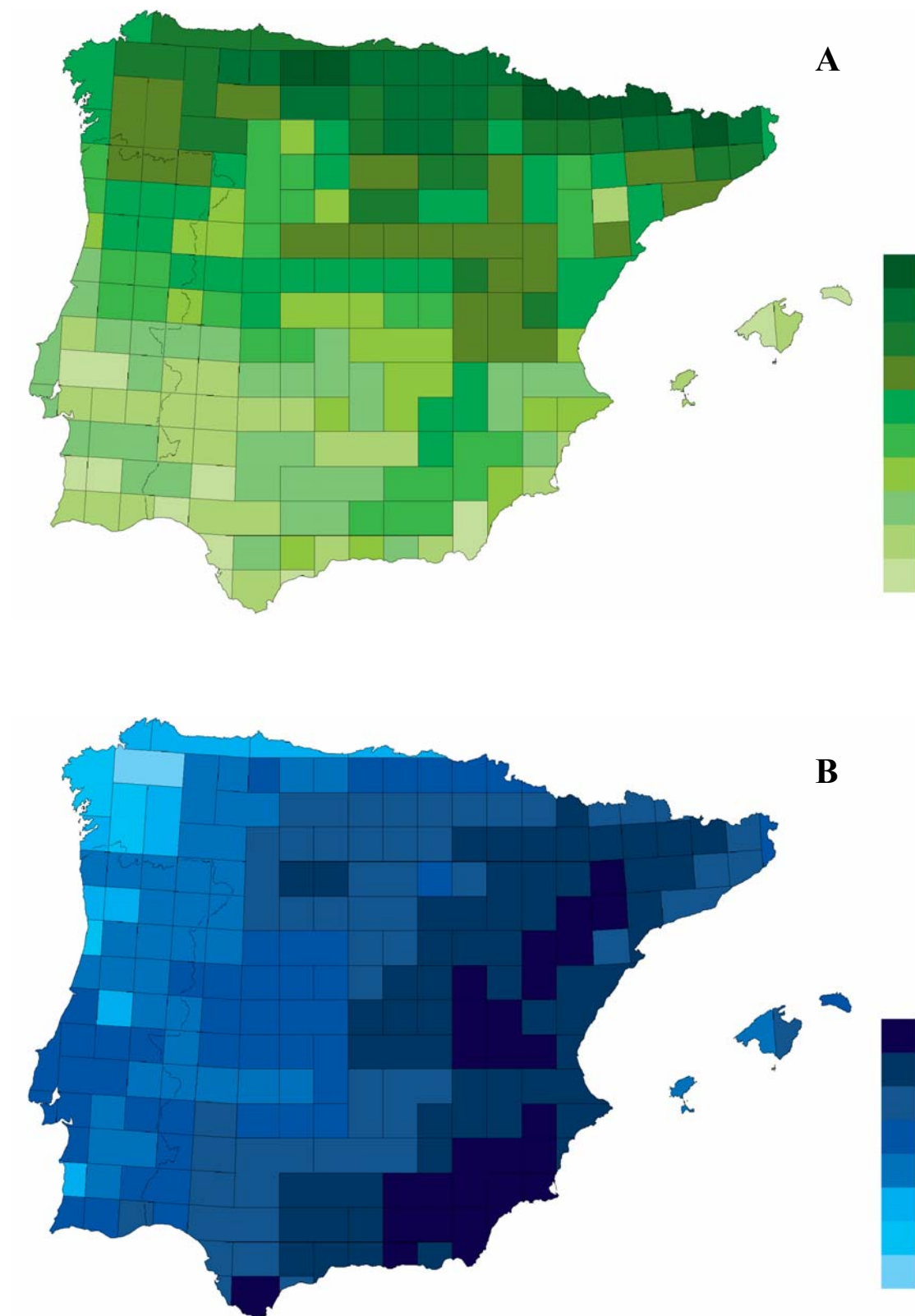


Figura 9. Valores de los factores obtenidos en el análisis de DECORANA aplicado a la matriz B. Los tonos más oscuros corresponden a los mayores valores del factor. A) Valores del factor 1. B) Valores del factor 2.

Según los dos factores obtenidos, las especies se distribuyeron formando una nube alargada (Figura 10), lo que indicaba la existencia de gran cantidad de especies con distribución amplia y ambigua. En este gráfico, las especies situadas en la región derecha e inferior se correspondían con aquellas que presentaban una distribución más extendida por el norte de la Península y en zonas húmedas, mientras que las que se situaban más hacia arriba y a la izquierda, son las que presentaban una distribución ligada a zonas áridas y hacia el Sur de la Península Ibérica.

El dendrograma obtenido con el método de Ward (Apéndice 8) mostró una primera división que separaba la zona Norte de la Península Ibérica junto con las zonas montañosas, de la mitad Sur, las islas Baleares y parte de la depresión del Ebro y la parte occidental de la submeseta Norte (Figura 11).

Regiones biogeográficas. Propuesta de sectorización

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos con la matriz B, se han obtenido siete regiones principales (Figura 12). La región A que comprendía la zona cantabro-pirenaica de la Península Ibérica, Cataluña y bordea Galicia. La región B que incluía Galicia, la mitad norte de Portugal y el noroeste de Castilla y León. La región C que se correspondía con parte de la submeseta Norte. La región D que comprendía el Sistema Ibérico, el Sistema Central y las cadenas montañosas del Sur (Cordilleras Béticas y Penibéticas). La región E que abarcaba el cuarto suroeste de la Península. La región F que comprendía el sur de la costa levantina. Y por último, la región G representada por las islas Baleares.

El cálculo de la exclusividad y extensión de cada una de las especies por región (Tabla 1) demostró que las especies más significativas fueron *Melanargia galathea*, *Cupido argiades* y *Boloria dia* para la región A, ya que no sólo tenían un alto porcentaje de exclusividad, sino que también están extendidas por un porcentaje alto de esa región, es decir que se encontraban casi únicamente en esa región y en muchas de sus cuadrículas. Se compararon los valores de extensión y exclusividad para cada zona (Figura 13, a-g). Las regiones A, D y E mostraron que sus especies exclusivas también eran las más raras, aunque algunas alcanzaban hasta el 40% de extensión. Las regiones B, C y F no presentaron especies exclusivas. La región G sólo presentó una especie exclusiva, *Gegenes pumilio*, de la que hay ciertas dudas acerca de su estatus actual (Fernández Vidal, 1987), mientras que el resto de especies tenían menos del 7% de exclusividad. Representando todas las regiones en un mismo gráfico (Figura 13, h) se observó que la región que presentó más especies exclusivas y con mayor extensión del área de distribución fue la región A, al contrario que la región G, con especies poco exclusivas que sólo ocupan enclaves concretos en esa zona.

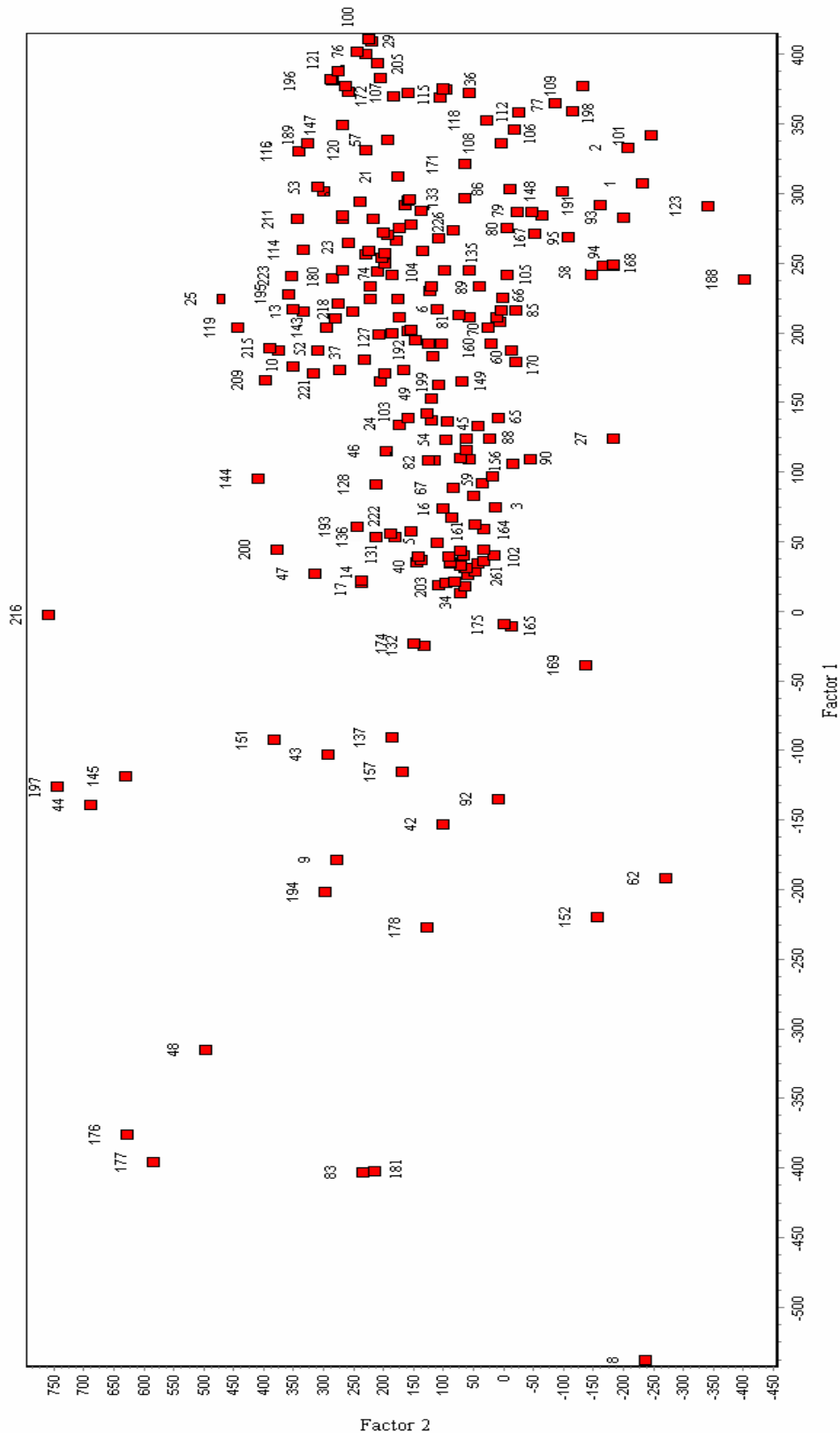


Figura 10. Valores de los factores obtenidos con DECORANA para las especies de mariposas ibero-baleares. Las especies de los valores extremos del factor 1 son *Gegenes pumilio*, *Melitaea aetherie*, *Lasiommata petropolitana* y *Aricia nicias*; y los del factor 2 son *Polyommatus golgus*, *Agriades zullichi* y *Maculinea alcon* (Apéndice 1).

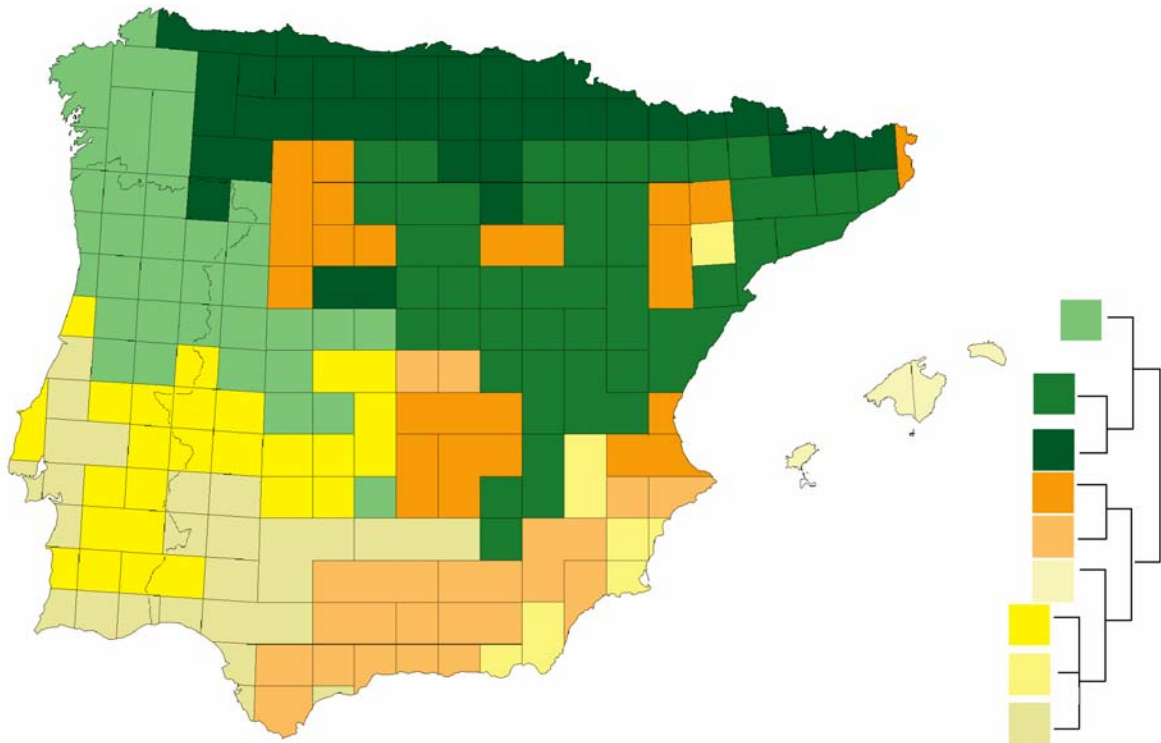


Figura 11. Representación del dendrograma de las muestras obtenido mediante el método de ordenación multivariante DECORANA aplicado a la matriz B con el método de Ward. Se muestran dos grupos principales en tonos verdesos y amarillo-anaranjados, y varias agrupaciones dentro de esos grupos. Los colores se relacionan con los representados en el Apéndice 8.

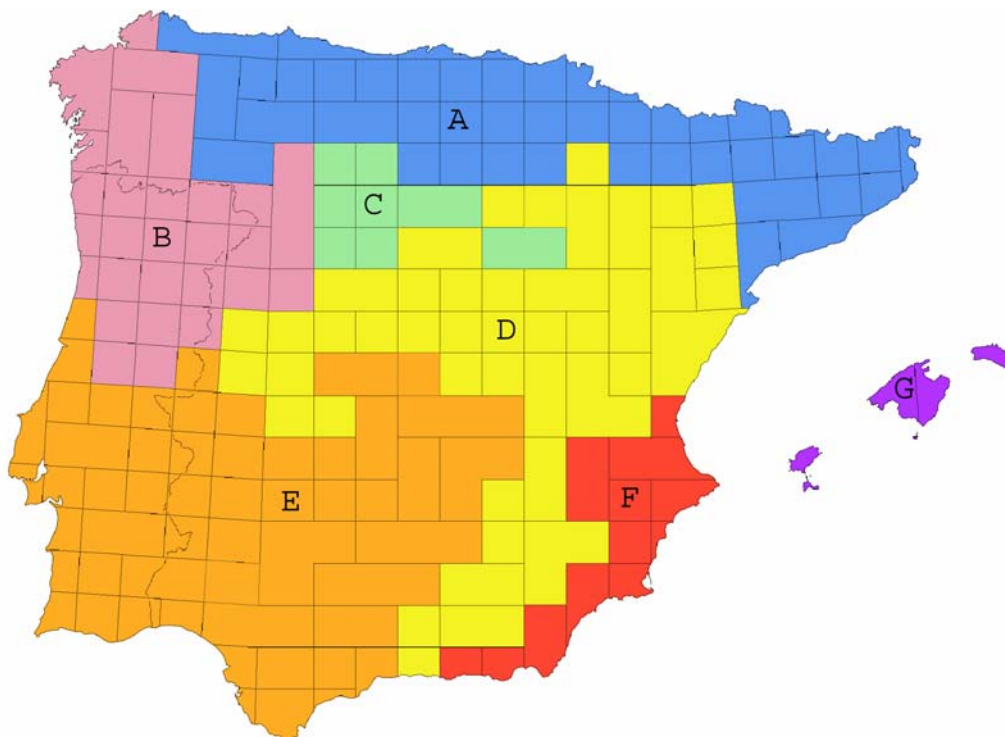


Figura 12. Propuesta de sectorización de la Península Ibérica e islas Baleares basada en su fauna lepidopterológica obtenida por superposición y comparación de los resultados coincidentes al aplicar diferentes métodos (análisis de aglomeración utilizando el índice de Jaccard, principio de parsimonia, TWINSpan y DECORANA) a la matriz B (cuadrículas con menos del 70% del conocimiento de su fauna agrupadas entre sí).

REGION	ESPECIE	EXTENSIÓN (%)	EXCLUSIVIDAD (%)	SIGNIFICACIÓN (Chi2)
A	<i>Erebia epiphron</i>	52,27	100	p<0,01
A	<i>Erebia euryale</i>	38,64	100	p<0,01
A	<i>Erebia lefebvrei</i>	34,09	100	p<0,01
A	<i>Pyrgus bellieri</i>	29,55	100	p<0,01
A	<i>Erebia cassioides</i>	29,55	100	p<0,01
A	<i>Colias phicomone</i>	27,27	100	p<0,01
A	<i>Araschnia levana</i>	27,27	100	p<0,01
A	<i>Minois dryas</i>	27,27	100	p<0,01
A	<i>Boloria pales</i>	25	100	p<0,01
A	<i>Carterocephalus palaemon</i>	22,73	100	p<0,01
A	<i>Polyommatus eros</i>	20,45	100	p<0,01
A	<i>Pontia callidice</i>	18,18	100	p<0,01
A	<i>Erebia manto</i>	18,18	100	p<0,01
A	<i>Erebia pronoe</i>	18,18	100	p<0,01
A	<i>Parnassius mnemosyne</i>	15,91	100	p<0,01
A	<i>Erebia gorgone</i>	15,91	100	p<0,01
A	<i>Satyrus ferula</i>	15,91	100	p<0,01
A	<i>Agriades glandon</i>	15,91	100	p<0,01
A	<i>Pyrgus andromedae</i>	13,64	100	p<0,01
A	<i>Agriades pyrenaicus</i>	13,64	100	p<0,01
A	<i>Boloria eunomia</i>	11,36	100	p<0,01
A	<i>Erebia oeme</i>	11,36	100	p<0,01
A	<i>Erebia sthenno</i>	11,36	100	p<0,01
A	<i>Polyommatus fulgens</i>	11,36	100	p<0,01
A	<i>Pyrgus cacaliae</i>	6,82	100	p<0,01
A	<i>Boloria napaea</i>	6,82	100	p<0,01
A	<i>Lopinga achine</i>	6,82	100	p<0,01
A	<i>Erebia pandrose</i>	6,82	100	p<0,01
A	<i>Lycaena helle</i>	6,82	100	p<0,01
A	<i>Aricia nicias</i>	6,82	100	p<0,01
A	<i>Lasiommata petropolitana</i>	4,55	100	p<0,01
A	<i>Melanargia galathea</i>	77,27	94,44	p<0,01
A	<i>Erebia neoridas</i>	38,64	94,44	p<0,01
A	<i>Heteropterus morpheus</i>	34,09	93,75	p<0,01
A	<i>Satyrus w-album</i>	63,64	93,33	p<0,01
A	<i>Cupido alcetas</i>	29,55	92,86	p<0,01
A	<i>Polyommatus ainsae</i>	52,27	92	p<0,01
A	<i>Erebia gorge</i>	25	91,67	p<0,01
A	<i>Lycaena hippothoe</i>	45,45	90,91	p<0,01
A	<i>Polyommatus ripartii</i>	61,36	90	p<0,01
A	<i>Erebia palarica</i>	18,18	88,89	p<0,01
A	<i>Hipparchia fagi</i>	65,91	87,88	p<0,01
A	<i>Melitaea diamina</i>	52,27	85,19	p<0,01
A	<i>Cupido argiades</i>	95,45	84	p<0,01
A	<i>Aphantopus hyperantus</i>	68,18	83,33	p<0,01
A	<i>Satyrus pruni</i>	11,36	83,33	p<0,01
A	<i>Pieris ergane</i>	31,82	82,35	p<0,01
A	<i>Erebia hispania</i>	20,45	81,82	p<0,01
A	<i>Maculinea rebeli</i>	20,45	81,82	p<0,01
A	<i>Boloria dia</i>	100	80	p<0,01
D	<i>Erebia zapateri</i>	18,52	100	p<0,01
D	<i>Pyrgus cinarae</i>	5,56	100	p<0,01
D	<i>Euchloe charltonia</i>	5,56	100	p<0,01
D	<i>Pyrgus sidae</i>	3,70	100	n.s
D	<i>Polyommatus golgus</i>	1,85	100	n.s
D	<i>Polyommatus fabressei</i>	37,04	90,91	p<0,01
E	<i>Azonus jesus</i>	1,82	100	n.s
E	<i>Cupido lorquini</i>	41,82	82,14	p<0,01
E	<i>Melitaea aetherie</i>	32,73	81,82	p<0,01
G	<i>Gegenes pumilio</i>	25	100	p<0,01

Tabla 1. Especies caracterizadas por su exclusividad y extensión en alguna de las regiones propuestas en la Figura 12. Se muestra el nivel de significación para el estadístico χ^2 . n.s.: no significativo.

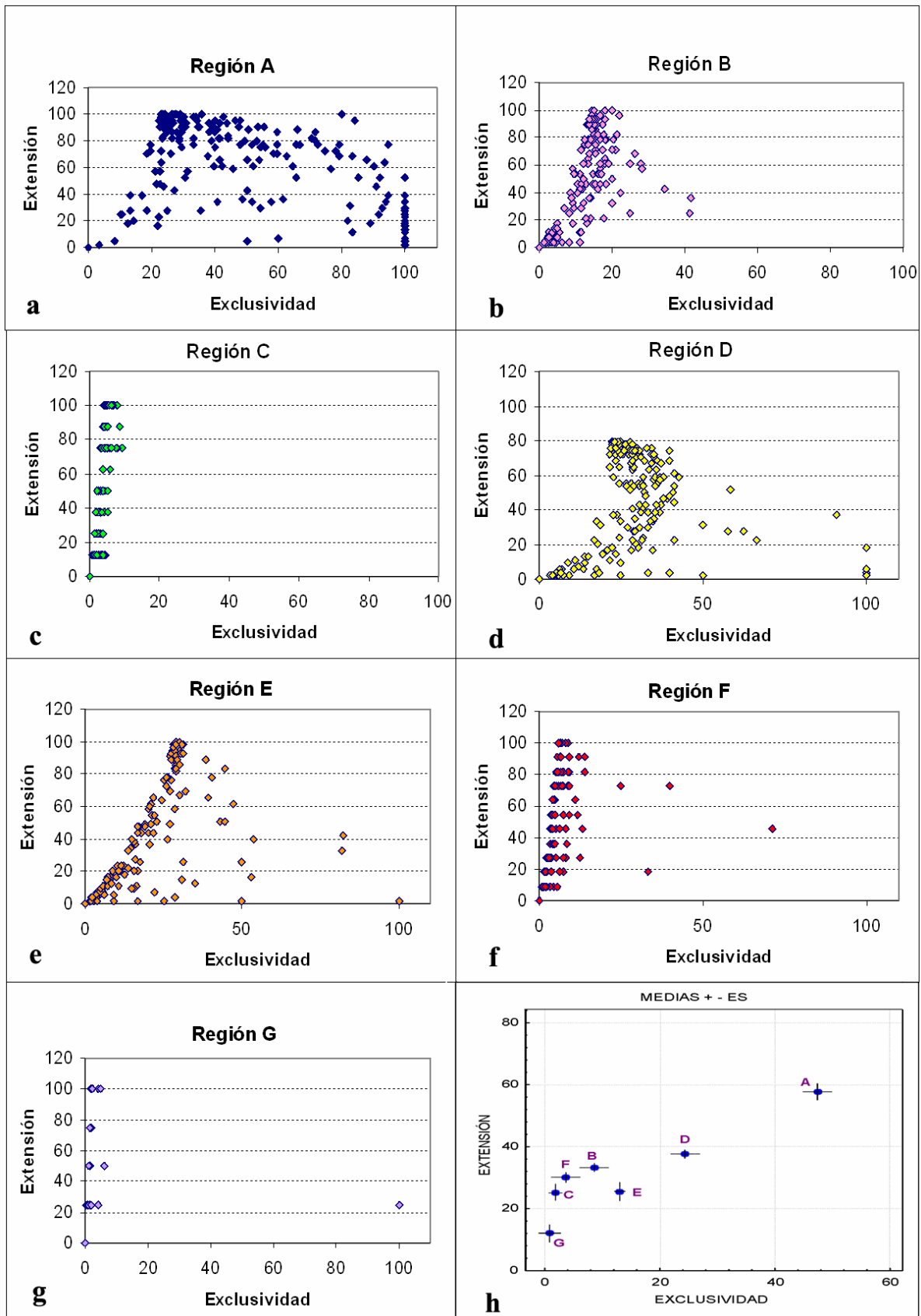


Figura 13. Relación entre exclusividad y extensión de las especies en cada uno de los siete sectores biogeográficos considerados representados en la Figura 12 (a-g), y comparación de los promedios de ambos valores en cada región (h). En este último se representa como valor la media \pm la desviación estándar en cada región.

DISCUSIÓN

Según el tamaño de las unidades y el método estadístico empleado (medida de asociación y procedimiento concreto de relación -aglomeración o división-), se obtienen diferentes resultados, lo que justifica la necesidad de una síntesis de varios procedimientos así como la extracción de la información común a todos ellos. La utilización de la matriz A o B no produjo grandes diferencias en las agrupaciones, por tanto, se justifica el uso de los análisis realizados únicamente con la matriz B.

En la mayoría de los análisis las islas Baleares se separan del resto de áreas, probablemente por 1- tener una fauna poco diversa 2- debido a su pequeño tamaño y 3- por su condición insular, lo que afecta a la tasa de migración y estabilidad de las comunidades de mariposas (Balletto, 1995). En determinadas ocasiones se observa una asociación de las Islas Baleares de forma no significativa con las zonas costeras (Figuras 2 y 4), posiblemente debido a la escasa extensión de terreno emergido que presentan y su carácter mediterráneo. Del mismo modo se agrupan con zonas del interior con escaso número de especies, como la depresión del Ebro y zonas de la submeseta Norte (Figura 4).

También, frecuentemente aparecen de forma independiente zonas de la submeseta Norte (Figuras 2, 3 y 5), que tienden a agruparse en torno a la zona de Valladolid por su falta de especies, habiendo sido muestreada esta provincia en su mayor parte por un único colector (Magro, 1991; 1997a; 1997b).

El análisis con DECORANA sugiere que los factores que determinan la distribución de las mariposas están relacionados con: 1- la altitud y la latitud (de regiones montañosas a llanas, de Noreste a Suroeste, Figura 9A), que podría relacionarse con el “efecto península” (Martín & Gurrea, 1990; Capítulo 4). 2- la mediterraneidad y el tipo de sustrato. Se aprecia una gradación de zonas áridas a zonas que presentan mayor humedad, así como de zonas calizas básicas a terrenos silíceos ácidos, siguiendo una distribución Este-Oeste (de carácter Mediterráneo a carácter Atlántico, Figura 9B). Una interpretación más exhaustiva de estos patrones es difícil por el tamaño de cuadrícula elegido (50 km de lado), y porque no se han estudiado qué variables ambientales co-varían con las divisiones obtenidas.

En relación con estos dos factores, los patrones comunes y significativos (Figuras 2, 3, 4, 7 y 11) que aparecen en los análisis realizados, se corresponden con una división principal Norte-Sur, en la que las especies se agrupan por su afinidad según un gradiente climático combinado con rangos altitudinales. Por tanto, las cadenas montañosas suelen ser agrupaciones significativas, siendo las que aparecen repetidamente en los resultados los Pirineos, la Cordillera Cantábrica y los Sistemas

Central, Ibérico, Bético y Penibético. Este patrón puede resultar de la mayor riqueza de especies en esas zonas. De hecho, a las cordilleras montañosas se atribuye una gran importancia en la distribución de las mariposas, ya que se supone que actuaron de corredor para la dispersión de las especies centroeuropeas, mientras que las bajas altitudes actuaron como barreras (Martín & Gurrea, 1990).

Superpuesto a ese gradiente dominante, en algunos casos se aprecia un gradiente Este-Oeste secundario (por ejemplo Figura 5). La zona occidental es de carácter atlántico, con predominio de sustratos silíceos, a diferencia del Este, Mediterráneo y de litología predominantemente básica, con mezcla de suelos calizos y arcillosos. Sin embargo, la sección próxima al sector central de la costa mediterránea se relaciona con el sector Atlántico, relación ya propuesta anteriormente no sólo a nivel de mariposas diurnas (García-Barros *et al.*, 2002) sino con datos de otros taxones ibéricos (Vargas *et al.*, 1998; Martín & Gurrea, 2003). También, la cuadrícula EG1 (en Cataluña) se agrupa en este caso con las zonas costeras del norte y noroeste de la Península a pesar la distancia existente, probablemente debido a 1- que también presenta suelos de tipo silíceo, y 2- al pequeño porcentaje de superficie terrestre que presenta.

Estos patrones Norte-Sur, Oeste-Este y preferenciales por los sistemas montañosos se resumen en las siete regiones propuestas (Figura 12). Las regiones A y D, junto con algunas áreas de la región B, comprenden las cadenas montañosas con más de 1000 m, siendo posiblemente la región C una zona de transición entre estas regiones. Se comprobó la relación existente entre estas regiones biogeográficas propuestas y las presentadas para otros seres vivos. A pesar de estar basadas en diferentes escalas (por ejemplo distintas unidades geográficas, cuadrículas, cuencas hidrográficas...) se observa que la mayor parte de los taxones justifican una separación Norte-Sur.

En cuanto a los lepidópteros se refiere, ya García-Barros (2003) utilizando una escala mayor, analizó el patrón de las mariposas diurnas endémicas de la región paleártica occidental, obteniendo también una separación Norte, una Este y una Oeste. Este estudio parece confirmar la hipótesis de que las distribuciones de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e islas Baleares están de algún modo determinadas de forma latitudinal y altitudinal (regiones al Norte de la Península y en zonas montañosas, y otras al Sur). Aparentemente de forma secundaria, se observa una división entre Este y Oeste condicionada por la longitud (que pueden tener relación con la climatología o la litología). Las islas Baleares aparecen agrupadas de forma independiente siempre en posiciones basales, por presentar pocas especies.

Las siete regiones aquí obtenidas también coinciden en rasgos generales con la propuesta fitogeográfica de Rivas Martínez *et al.* (1999) y Rivas *et al.* (2002), en cuanto a

la existencia de una región Norte, una separación Este-Oeste del resto de la Península y una región Sureste Murciano-Almeriense. La distribución de las monocotiledóneas endémicas (Moreno *et al.*, 1998) justifica dos regiones norteñas bastante similares a las obtenidas por la unión de las regiones A y B de este estudio, una diferenciación en la región oriental similar a la zona D y dos sectores occidentales que agrupados son similares a la presente región E. También presenta una diferenciación en la zona Murciano-Almeriense. La endemoflora ibérica (Sáinz Ollero & Hernández Bermejo, 1985) muestra dos grandes regiones: una occidental y otra oriental. Precisando más, las Baleares surgen perfectamente diferenciadas y se aprecian bastantes similitudes con las regiones propuestas en la Figura 12. Ellos presentan una región Cantabro-Pirenaica similar a la región A de la citada Figura, una región Occidental-Hercínica y otra Sudatlántica que comprenderían las regiones B, C y E, una Oriental-Ibérica que se asemeja a la región D y por último una zona de transición Galaica-Sanabrense muy parecida a la región B aquí mostrada.

En otros grupos también se observaron coincidencias con las regiones propuestas en la Figura 12. Por ejemplo, se da una separación Norte-Sur en: anfibios (Vargas *et al.*, 1998), coleópteros acuáticos (Ribera, 2000, los cuales también presentan la región Sur diferenciada en Este y Oeste) y mamíferos (Palomo & Gisbert, 2002, con su región norte bastante similar a la aquí presentada).

Un análisis conjunto con datos de diversos grupos de animales y plantas (García-Barros *et al.*, 2002) produjo también una división Este-Oeste aproximadamente similar a grandes rasgos a la aquí obtenida (uniendo la región noroeste con la pirenaica que ellos proponen).

En otros grupos hay una semejanza a nivel de patrón general, ya que se definen tres regiones, por ejemplo en el caso de peces de agua dulce (Vargas *et al.*, 1998) hay una región cantábrica (correspondiente aproximadamente a la franja norte aquí presentada), Atlántica y Mediterránea (del mismo modo que la división Oeste-Este del presente estudio), o en el de las zigenas (Lepidoptera, Zygaenidae) que muestran una región Este y Oeste de la Península Ibérica, similar a grandes rasgos a la propuesta, y la zona de Pirineos (Martín & Gurrea, 2003).

Las regiones biogeográficas propuestas para Portugal obtenidas con coleópteros coprófagos (Hortal *et al.*, 2000; 2001), la Oeste Mediterránea y la Eurosiberiana, se asemejan también a las aquí propuestas con mariposas. Además, estas regiones son similares a las obtenidas con un análisis factorial de correspondencias por Garcia-Pereira *et al.* (2003), salvo la zona costera del Norte que aparece diferenciada en sus análisis.

En escarabeidos (Hortal *et al.*, 2003) las divisiones tampoco difieren excesivamente. Presentan una región Levantina, en el Sur de Portugal, Gallega, Pirenaica y Cantábrica similares a las obtenidas en el presente estudio, solo que las agrupaciones propuestas por ellos, en general comprenden menos cuadrículas por región.

El patrón derivado de la distribución de las aves (Carrascal & Lobo, 2003) es el más semejante al aquí obtenido: muestra dos regiones norteñas similares a la región A y B de la Figura 12, dos regiones muy parecidas en extensión y localización a las regiones D y E, una zona Murciano-Almeriense similar a la región F y una zona de transición entre regiones, en la misma posición que la región C, aunque abarcando un mayor número de cuadrículas que ésta.

Por tanto, a grandes rasgos y salvando diferencias de escala, muchas de las regiones biogeográficas propuestas para mariposas en este estudio, coinciden con regiones similares ya propuestas para otros organismos, aunque sólo sea parcialmente. Estos patrones obtenidos pueden ser debidos a que las características actuales de la fauna de mariposas diurnas se explican por las bruscas fluctuaciones ambientales que se dieron en el final del Pleistoceno, al igual que ocurrió con otros muchos taxones (De Jong, 1998; Hewitt, 1999). La influencia de los acontecimientos históricos en la evolución de estos insectos se relaciona también con la gran sensibilidad que presentan a alteraciones climáticas (especialmente la gran influencia de la temperatura que muestran en sus patrones de distribución) y la estrecha relación que presentan con las plantas nutricias de las que se alimentan (Dennis *et al.*, 1991). La Península Ibérica constituyó un refugio durante la última glaciación (Dennis *et al.*, 1995; Bilton *et al.*, 1998; Taberlet *et al.*, 1998; Hewitt, 2000), o tal vez más de uno (Branco *et al.*, 2002). En el modelo biogeográfico desarrollado por Dennis *et al.* (1991) las diferentes especies de mariposas resultaron afectadas de diferente manera por los ciclos glaciares e interglaciares, según los requisitos climáticos de cada especie. En los largos períodos de glaciaciones solamente sobrevivieron las especies tolerantes a las bajas temperaturas, mientras que la mayoría de las demás sufrieron la extinción de las poblaciones que presentaban al norte o en zonas elevadas. Su área de distribución quedó por tanto relegada a una serie de refugios existentes a bajas latitudes. En los períodos interglaciares, como el actual, se da la expansión de las áreas de distribución de las especies con mayor tolerancia climática a mayores altitudes. Tras la última glaciación, las especies recolonizaron Europa desde el sur de varias maneras (Dennis *et al.*, 1995; Bilton *et al.*, 1998; Taberlet *et al.*, 1998; Hewitt, 2000) y algunas pudieron ocupar las montañas del norte de la Península desde fuera de ella. La recolonización post-glacial combinada con la disposición de las cadenas montañosas ibéricas puede explicar la importancia de las

montañas y el gradiente Norte-Sur. Tal vez también podría explicar un gradiente Oeste-Este si hubiese existido más de un refugio.

Solamente la región A presentó un escaso número de especies exclusivas y bien repartidas por la misma, que se podrían considerar como especies propias de esa región, con lo que las mariposas ibero-baleares se encuentran, en general, distribuidas por el área de estudio sin presentar exclusividad en las diferentes regiones que ocupan. Surge la duda entonces, de si las zonas bien estudiadas anteriormente consideradas (Capítulo 2) o la red de espacios protegidos representan apropiadamente a estas regiones basadas en mariposas. Comparando la Tabla 2 del Capítulo 3 y la Figura 9 del Capítulo 2 con la Figura 12 de este capítulo, se observa que las regiones C, F y G no presentan ninguna cuadrícula con más del 90% de la fauna de mariposas inventariada (Capítulo 2). La distribución de las cuadrículas bien estudiadas es relativamente buena en función de las restantes regiones basadas en mariposas, con valores de coincidencia en torno al 30% salvo en la región B que era de un 14,3%. Las áreas protegidas se encuentran en todas las regiones propuestas (Figura 1, Capítulo 6), aunque las regiones C, F y G presentan menor cantidad de espacios protegidos, teniendo en cuenta que también son menores en extensión que las otras regiones (como máximo están formadas por 12 cuadrículas). El número de especies predichas por las variables ambientales, de uso del suelo y espaciales teniendo en cuenta la completitud del inventario (Figura 7, Capítulo 4) presentó sus valores máximos en las regiones A y D. Por tanto, en términos globales las áreas propuestas no sólo cubren los principales gradientes fisiográficos, sino que además están razonablemente representadas en la valoración de cuadrículas bien estudiadas y la designación de espacios protegidos, siendo las regiones A y D las que lo están mejor, presentando además los mayores valores de extensión y exclusividad de las especies de mariposas.

CAPÍTULO 6.

SELECCIÓN DE ÁREAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS MARIPOSAS DIURNAS IBERO- BALEARES



Parcialmente publicado en:

ROMO, H., MUNGUIRA, M. & GARCÍA-BARROS, E., 2007. Area selection for the conservation of butterflies in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Animal Biodiversity and Conservation*, **30.1**: 7-27.

Foto: Cópula de *Polyommatus icarus* (Rottemburg, 1775). Tomada por Helena Romo.

INTRODUCCIÓN

Desde hace décadas se viene observando una reducción considerable de la diversidad de especies en general a nivel mundial, y de forma bastante patente en Europa, como consecuencia de determinadas actividades humanas y cambios ambientales (Warren *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2002; Pullin, 2002; Pennisi, 2004; Thomas *et al.*, 2004; Pounds *et al.*, 2006). Además de detectarse una gran correlación entre el rápido crecimiento de la población humana y la degradación ambiental (Cohen, 1997). Según una evaluación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, <http://www.pnuma.org/>), se ha extinguido del territorio de algunos países europeos, hasta un 24% de especies de diferentes grupos taxonómicos, como mariposas, aves y mamíferos. A modo de ejemplo, en Gran Bretaña, se comprobó que, en muestreos realizados en 1999, habían desaparecido algunas especies de mariposas diurnas de hasta un 46% de cuadrículas de 10 km de lado en que se encontraban (Asher *et al.*, 2001). En los Países Bajos, el siglo pasado se constató una desaparición del 21% de las especies de mariposas diurnas (van Swaay, 1990). En España, existen algunas evidencias de cambios altitudinales en diversas especies de mariposas ocurridos durante los últimos 30 años, atribuibles al cambio climático (Wilson *et al.*, 2005).

Red de espacios naturales

Con objeto de mantener un estado de conservación favorable de las especies, se crearon en España y Portugal (como en otros países europeos) una serie de espacios naturales protegidos de diversos tipos. Se consideran espacios naturales protegidos aquellos territorios declarados legalmente con la finalidad preferente de la conservación de la naturaleza (Múgica de la Guerra *et al.*, 2005).

Las cuatro categorías en las que pueden clasificarse los espacios naturales protegidos en España (artículo 12 de la Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres) y Portugal (Decreto-Lei 19/93) son: Parques, Reservas Naturales, Monumentos Naturales y Paisajes Protegidos. Esta red de espacios naturales protegidos se encuentra constituida en España por 960 espacios, entre los que destacan la figura de: Parque Nacional (13), Parque Natural (136), Reserva Natural (226) y Monumento Natural (252 espacios) (Múgica de la Guerra *et al.*, 2005). En el caso de Portugal hay siete Paisajes Protegidos, un Parque Nacional, doce Parques Naturales, cinco Monumentos Naturales y nueve Reservas Naturales (ICN-Instituto da Conservação da Natureza, <http://www.icn.pt/>; Garcia-Pereira, 2003).

También existen otras figuras de protección como los parajes, sitios de interés, microrreservas, etc., así como la Red Natura 2000 constituida por los Lugares de Interés Comunitario (LIC) y las Zonas declaradas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Música de la Guerra & Gómez-Limón, 2002; Música de la Guerra *et al.*, 2005).

Mariposas protegidas y legislación

La declaración y gestión de los espacios protegidos en España corresponde a las Comunidades Autónomas, según lo que dispone el artículo 21.1 de la Ley 4/89. La ley 4/89 permite que las Comunidades Autónomas elaboren sus propios catálogos de especies amenazadas. En Portugal, compete al gobierno y a la administración y organismos regionales y locales implementar las medidas necesarias para garantizar el mínimo impacto ambiental y el desarrollo de las áreas protegidas (artículos 37 y 38 de la Lei 11/87 y Resolução do Conselho de Ministros 102/96).

Las leyes y normas que protegen a los artrópodos se clasifican según el ámbito de aplicación en: internacionales, estatales y autonómicas (Viejo & Sánchez, 1995; Viejo, 1996; Tabla 1). Dentro de la legislación estatal española, cabe destacar la Orden de 10 de Marzo de 2000, que incluye cinco especies de lepidópteros en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. En Portugal el Decreto-Lei 226-97 contempla 14 especies de lepidópteros.

Internacionales	Legislación estatal	Comunidades Autónomas
Convenio de Berna	Ley 4/89 (B.O.E. 74, 28 de marzo de 1989)	Cataluña (Ley 3/1988, Decreto 328/1992, ley 3/1994 que modifica la 3/1988 y orden del 6 de marzo de 1993)
Convenio de CITES	Orden de 10 de Marzo de 2000	Madrid (Ley 2/1991)
Convenio de Bonn		Navarra (Ley Foral 2/1993)
Directiva de Hábitats		Castilla-La Mancha (Decreto 33/1998)
		País Vasco (Ley 16/1994).

Tabla 1. Leyes y normas que protegen a los artrópodos en España clasificadas según su ámbito de aplicación. Tomado de Viejo & Sánchez (1995); Viejo (1996).

Según el artículo 29 de la Ley 4/89, las especies se pueden catalogar en diferentes grados de amenaza: en peligro de extinción, sensibles a la alteración de su hábitat, vulnerables y de interés especial. En Portugal, las especies de interés comunitario son aquellas que se encuentran en peligro, son vulnerables, raras o

endémicas que requieren especial atención (Decreto-Lei 226-97). Sin embargo, los nuevos criterios de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales) de 1994 han sido readaptados para ser usados con datos de mariposas europeas, estableciendo las categorías: En peligro crítico (CR, CE), En peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi Amenazado (NT), Preocupación Menor (LC) y Datos Insuficientes (DD) (UICN, 2001), siendo estos criterios los utilizados en este trabajo. Para valorar el estatus de conservación se crearon los SPECs (Especies de interés para la conservación en Europa), que se aplican a mariposas (van Swaay & Warren, 1999) aunque este concepto se creó para las aves.

Aproximaciones: áreas y taxones. Las mariposas ibéricas

El estado de conservación de las especies y la valoración de la protección que ofrecen las redes de espacios protegidos a las mismas, ha sido tratado con anterioridad en diversos grupos taxonómicos en el ámbito ibérico: invertebrados (Rosas *et al.*, 1992); escarabajos acuáticos (Ribera, 2000); vertebrados: anfibios, reptiles, mamíferos, aves y peces (Araújo, 1999; Carrascal *et al.*, 2002; de la Montaña & Rey Benayas, 2002; Carrascal & Lobo, 2003; Lobo & Araújo, 2003; Rey Benayas & de la Montaña, 2003; Filipe *et al.*, 2004; Carrascal *et al.*, 2006; Egea-Serrano *et al.*, 2006a; 2006b; Razola *et al.*, 2006; Rey Benayas *et al.*, 2006); y flora (Castro *et al.*, 1996; Araújo, 1999; Martínez *et al.*, 2001; Cerrillo *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 2003); así como a nivel internacional: insectos (Pyle *et al.*, 1981); diversos vertebrados: aves, herpetofauna, mamíferos (Cofré & Marquet, 1999; Ceballos *et al.*, 2002; Méndez, 2003; de Klerk *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004a; 2004b; García, 2006); y flora (Rodrigues *et al.*, 1999). Incluso se han elaborado libros rojos de especies de ciertos grupos taxonómicos (Gómez Campo, 1987; Palomo & Gisbert, 2002; Pleguezuelos *et al.*, 2002; Verdú & Galante, 2006).

En cuanto a las mariposas se refiere, en el ámbito europeo se han realizado varios estudios sobre su estado de conservación (van Swaay & Warren, 1999; Fox *et al.*, 2001; van Swaay & Warren, 2006). En el ámbito ibérico varios de los espacios protegidos acogen a una gran diversidad de estas especies (Carrión & Munguira, 2002; Munguira *et al.*, 2003). Se han realizado análisis preliminares del estado de conservación de las mariposas a nivel regional (Viejo *et al.*, 1989; Moreno, 1991; García-Barros *et al.*, 1998), nacional (de Viedma & Gómez-Bustillo, 1976; 1985; Munguira & Martín, 1993; Carrión & Munguira, 2001; 2002), considerando sólo Portugal (García-Pereira, 2003), o a nivel ibérico (Munguira, 1989; Munguira *et al.*, 1991), pero con una menor cantidad de información o con datos fragmentarios.

También se han realizado libros regionales sobre la fauna de mariposas de determinados espacios protegidos (Díaz-Cambronero, 2005; Verhulst *et al.*, 2005).

Pasos a seguir: Selección de áreas

Hoy en día, existen varios métodos capaces de identificar el menor número de áreas que puedan contener la totalidad de las especies de un territorio (Cabeza & Moilanen, 2001). Entre las técnicas usadas para determinar la representatividad de un conjunto de reservas, aplicado a una selección de un determinado conjunto de especies (seleccionado desde un punto de vista taxonómico o uno arbitrario tal como el de especies amenazadas o raras), se encuentra el *Gap Analysis* o análisis de huecos (de la Montaña & Rey Benayas, 2002; Méndez, 2003).

El análisis de huecos se introdujo en 1988 como una aproximación para establecer zonas prioritarias a conservar en una región (Burley, 1988). Esta técnica no ha sido empleada hasta ahora para la elaboración de estrategias de conservación de mariposas en la Península Ibérica, aunque se ha utilizado con otros organismos tanto a nivel ibérico como en otras áreas, por ejemplo, en plantas (Castro *et al.*, 1996), o en vertebrados: mamíferos, herpetofauna, peces o aves (Williams *et al.*, 1996; de la Montaña & Rey Benayas, 2002; Rey Benayas & de la Montaña, 2003; Rodrigues *et al.*, 2004a; Rodrigues *et al.*, 2004b; Wall *et al.*, 2004). Las pautas a seguir para realizar este análisis se encuentran descritas, por ejemplo, en Pullin (2002): previamente se realiza una clasificación de la biodiversidad seleccionando jerárquicamente aquellas cuadrículas que presenten una mayor riqueza de especies, hasta que en conjunto, todas las cuadrículas alberguen la totalidad de especies del área objeto de estudio. Posteriormente esta selección se compara con la red de espacios protegidos existente y se detectan las cuadrículas que se encuentran fuera de la red (huecos), proponiendo una acción de tipo conservacionista para dichas cuadrículas.

Varios autores han optado por comparar métodos cuantitativos para la elección de áreas prioritarias, como puntos de máxima riqueza o rareza, selecciones al azar y grupos de áreas complementarias, que seleccionan áreas que representan a todos los organismos considerados un determinado número de veces (Williams *et al.*, 1996; Araújo, 1999; Ramírez, 2000; Cerrillo *et al.*, 2002; Lobo & Araújo, 2003). La complementariedad entre áreas ha resultado ser la que mejor representa a la totalidad de especies, y uno de los métodos recomendables para suplementar las redes de espacios protegidos existentes (Williams *et al.*, 1996; Balmford & Gaston, 1999; Méndez, 2003). Este método ha sido aplicado con éxito en distintos grupos taxonómicos en diferentes contextos geográficos (Williams *et al.*, 1996; Ando *et al.*, 1998; Howard *et al.*, 1998; Rodrigues & Gaston, 2002a; Gaston & Rodrigues, 2003;

Roig-Juñent & Debandi, 2004), incluyendo el contexto ibérico (Araújo, 1999; Martín-Piera, 2001; Carrascal & Lobo, 2003; Lobo & Araújo, 2003).

Objetivos

Partiendo de la hipótesis inicial de que los espacios naturales protegidos ofrecen una cobertura suficiente a la fauna de mariposas diurnas incluida en ellos, y de la disponibilidad de una extensa base de datos corológica relativa a las especies de mariposas de las superfamilias Papilionoidea y Hesperioidea, así como de los datos de las superficies protegidas en la Península Ibérica, se pretende: 1) determinar qué especies de mariposas diurnas no se encuentran dentro de la red de espacios protegidos, 2) hallar qué número de cuadrículas serían necesarias para albergar todas las especies de mariposas diurnas, detectando de este modo qué áreas en conjunto son más importantes para la conservación de las mariposas, incluyendo las ya protegidas, 3) realizar una selección de áreas prioritarias con las especies raras, endémicas y amenazadas de la Península Ibérica e islas Baleares, 4) identificar los espacios protegidos más relevantes por alguna cualidad de las especies de mariposas que presentan o por su alta diversidad de especies, y 5) en base a los resultados obtenidos, determinar qué cuadrículas se deberían considerar para complementar la red de espacios existente.

Otros objetivos específicos alcanzables en base a estos serían:

6- Localizar las zonas de máxima diversidad de mariposas del área de estudio.

7- Determinar el interés (por ejemplo vulnerabilidad) de las especies no incluidas en la red de protección y evaluar sus posibilidades de conservación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio (Península Ibérica e islas Baleares) presenta una superficie total de 584.192 km², de los cuales 49.900 km² (es decir, el 8,5%) se encuentran protegidos mediante distintas figuras legales. Se consideraron 205 Monumentos Naturales, 10 Parques Nacionales, 130 Parques Naturales y 209 Reservas Naturales (Figura 1). Utilizando cuadrículas UTM de 10 km de lado como medida de representación, se calculó el número de cuadrículas con algún porcentaje de su superficie protegida, así como el número de cuadrículas en las que la figura de protección abarcase al menos el 15% de la cuadrícula. Las cuadrículas UTM han sido

utilizadas con anterioridad en estudios con objetivos conservacionistas (p. ej. Viejo *et al.*, 1989; Munguira *et al.*, 1991; Rey Benayas & de la Montaña, 2003).

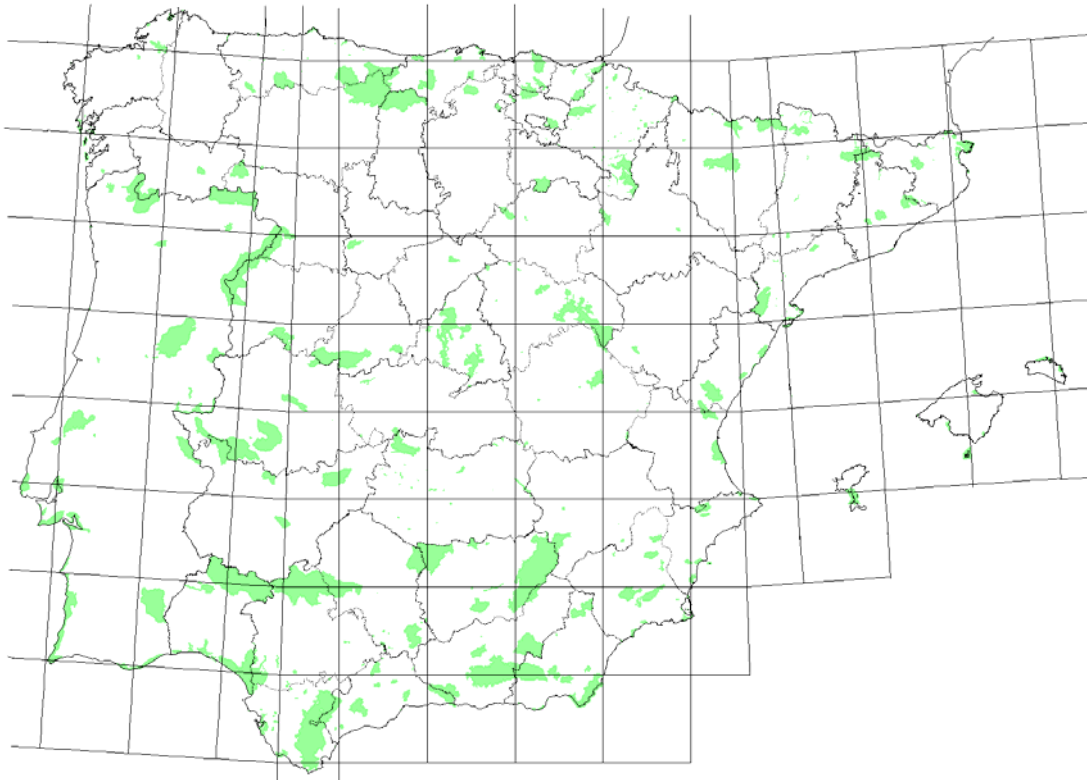


Figura 1. Mapa de los espacios naturales protegidos de la Península Ibérica e islas Baleares considerado para los análisis. Tomado del Ministerio de Medio Ambiente (www.mma.es) y Europarc (www.europarc-es.org). Portugal fue realizado a partir de la información obtenida en ICN (Instituto da Conservação da Natureza, <http://www.icn.pt/>) y García-Pereira (2003).

Datos de especies utilizadas y criterio de rareza

Para este trabajo se utilizó una versión actualizada de los datos empleados en García-Barros *et al.* (2004) y se eliminaron especies de estatus dudoso o aquellas que tienen especies próximas y no han sido discriminadas correctamente en los estudios faunísticos, extrayéndose 290329 registros referenciados en cuadrículas UTM de 10x10 km pertenecientes a 223 especies de mariposas diurnas (Superfamilia Papilionoidea & Hesperioidea, Apéndice 1, excepto las especies *E. serotina*, *E. albergana*, *P. baton*, *P. ainsae* y *P. hispanus*).

El número de especies en los distintos espacios protegidos se calculó a partir del conjunto de especies presentes en las cuadrículas de 10 km de lado con algún porcentaje de superficie protegida. El grado de amenaza, según el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú & Galante, 2006) y el estatus de endemidad (siguiendo a García-Barros *et al.*, 2000; 2002) se muestran en la Tabla 2. Como

medida de rareza de cada especie, se han considerado dos criterios: uno más restrictivo en el que, arbitrariamente se han definido como especies raras aquellas que se encuentran en menos de 10 cuadrículas, y otro más laxo en el que se aplicó el índice ($1/n$), siendo n el número de cuadrículas en las que la especie está presente. En este caso, se consideraron raras las especies con un índice menor que el 15% del valor máximo (siguiendo a Rey Benayas & de la Montaña, 2003; ver Tabla 2). No hay ningún criterio oficial en la clasificación de especies españolas en categorías de rareza de acuerdo con sus rangos geográficos. Tampoco es la primera vez que se elige un criterio arbitrario para medir la rareza de especies, ya que es un concepto de difícil definición. Por ejemplo, Usher (1986) en las Islas Británicas señaló una especie como rara cuando ocupaba menos de 15 cuadrículas, y Munguira (1989) consideró raras las especies que se encuentran en menos de 20 cuadrículas en la Península Ibérica. En aquella época la cantidad de información disponible era menor, con lo que se considera acertado el número de cuadrículas elegido en este trabajo.

Red de espacios protegidos

Se recopiló la información de los límites y superficie de los espacios protegidos en España del Ministerio de Medio Ambiente (www.mma.es) y Europarc (www.europarc-es.org), y en el caso de Portugal del ICN (Instituto da Conservação da Natureza, <http://www.icn.pt/>) y Garcia-Pereira (2003).

Las figuras de protección consideradas en este trabajo se resumen en la Figura 1. Se realizaron análisis complementarios considerando figuras de protección como los LIC (Lugares de Interés Comunitario) y las ZEPA (Zonas de Especial Protección para las Aves).

Análisis de datos y requerimientos previos

Se ha utilizado el programa WORLDMAP 4.17.08 (Williams, 1997) para realizar los análisis de riqueza de especies (con todas las especies y con las especies amenazadas, endémicas y raras), la selección de cuadrículas aleatorias, la selección de cuadrículas que presentan mayor riqueza y rareza, y las selecciones de áreas con estas mismas especies. Este programa fue desarrollado para calcular patrones espaciales de diversidad, rareza, riqueza de especies y sus implicaciones en la selección de áreas (Ghillean, 2000), ya que permite realizar análisis de áreas complementarias (Méndez, 2003). Ha sido utilizado con un amplio rango de organismos y en diferentes partes del mundo con distintas escalas (Castro *et al.*, 1996; Araújo, 1999; Williams & Araújo, 2000; Balmford *et al.*, 2001; Lobo *et al.*, 2001; Lobo & Araújo, 2003). Para poder utilizar la base de datos con el programa WORLDMAP ha

sido necesaria la transformación de las coordenadas UTM de 10 km de lado a un sistema de cuadrículas de numeración propia en el que se basa este programa.

La representación cartográfica de algunos resultados se realizó mediante el programa MapInfo (MapInfo, 1994).

Para el cálculo del número de cuadrículas de 10 km de lado que ocupaban los diferentes espacios protegidos y la cuantificación de su presencia, así como la superficie en km² de las áreas protegidas, se utilizó el programa AutoCAD (AutoCAD, 2004).

Riqueza de especies

Se realizó a nivel de toda la Península Ibérica e islas Baleares, efectuándose también análisis de riqueza con especies amenazadas, endémicas y raras (mediante los dos criterios).

Selección de áreas prioritarias y análisis de huecos

Para conocer el número mínimo de cuadrículas necesarias para albergar el total de especies de mariposas diurnas del área de estudio, se realizó una selección de cuadrículas prioritarias con WORLDMAP (Williams, 1997). El programa permite hacerlo de dos maneras: de forma automática, mediante la función *Greedy area set*, y de forma manual con la función *Manual area selection*, basadas ambas en el algoritmo diseñado por Kirkpatrick (1983). La opción automática emplea un criterio de complementariedad para, a partir de un mapa inicial de riqueza de especies, añadir sucesivamente nuevas cuadrículas según su contribución al aumento del número total de especies ya incluidas en las cuadrículas previamente seleccionadas. Cuando dos cuadrículas añaden el mismo número de especies, el programa selecciona la de mayor riqueza. Si estas cuadrículas tuviesen la misma riqueza, se selecciona al azar aquella que por el programa esté etiquetada con un número menor. El programa continúa añadiendo cuadrículas hasta que las seleccionadas contengan la totalidad de las especies. La forma manual utiliza el mismo método de áreas complementarias, pero el criterio de selección permite hacer hincapié en otros factores diferentes al número de especies muestreadas, como son el número de endemismos o especies amenazadas, ya que el usuario que ejecuta el programa puede seleccionar las cuadrículas a elegir según los criterios que establezca. En este trabajo se ha elegido la cuadrícula que aporte mayor número de especies nuevas, y en el caso de encontrar coincidencias en el número de especies añadidas, se adoptaron de forma jerárquica los siguientes criterios: presencia de una especie amenazada, una especie endémica o una especie rara. Cuando más de una cuadrícula cumplía este criterio, se seleccionó aquella que

tuviese mayor número de especies amenazadas, o de endémicas o de raras. Si esas cuadrículas presentaban dos especies amenazadas, se incluyó primero la que presentaba la especie con mayor grado de amenaza. Para la selección manual de áreas se utilizó solamente el criterio más restrictivo de rareza de los dos considerados (menos de 10 cuadrículas).

Las cuadrículas obtenidas con el procedimiento descrito se compararon con el mapa de espacios protegidos, para determinar qué cuadrículas de interés quedaban excluidas de la actual red de reservas. Este protocolo (*Gap Analysis*; Pullin, 2002) permitió identificar las cuadrículas prioritarias en la Península Ibérica y Baleares y su posible interés para la conservación.

Complementariamente, se comprobó 1) mediante selecciones aleatorias (realizadas 10 veces con 1000 réplicas cada una) si la selección propuesta previamente efectuada, era capaz de representar un mayor número de especies que el mismo número de cuadrículas elegidas aleatoriamente. Asimismo se identificaron 2) las 16 cuadrículas con mayor riqueza de especies (*hotspots of richness*), 3) las 16 con mayor rareza (*hotspots of rarity*), y 4) se realizó una selección de áreas complementarias basada en la rareza (*Near minimum area set, NMS*). Esta última utiliza un algoritmo de rareza progresiva basado en el diseñado por Margules *et al.* (1988), en el cual se seleccionan primero aquellas cuadrículas que presenten el mayor número de especies raras, y complementariamente se van añadiendo las cuadrículas que añadan mayor cantidad de especies raras a las previamente seleccionadas, hasta contener la totalidad de especies. Si existen dos cuadrículas que añadan el mismo número de nuevas especies raras, el programa selecciona la que tenga mayor cantidad de especies raras en la cuadrícula. Si tuviesen la misma cantidad, se selecciona al azar aquella que esté etiquetada con un número menor.

Por tanto, aunque se ha comprobado la representatividad que ofrecían diversos métodos, se ha optado por la complementariedad entre áreas basada en riqueza de especies por ajustarse mejor al caso concreto de las mariposas diurnas.

Los mismos análisis complementarios fueron realizados utilizando sólo los datos de las especies amenazadas, endémicas o raras (con los dos criterios de rareza).

Especies excluidas y número de especies por espacio protegido.

Para determinar qué especies no se encuentran dentro de la red de espacios protegidos, se superpuso la distribución de cada una de las especies de mariposas (a partir de la base de datos ATLAMAR) en un mapa donde aparecían delimitados los espacios protegidos de la Península Ibérica y Baleares, observando si algún punto de

su distribución entraba dentro de los límites de algún espacio protegido. Se seleccionaron aquellas especies en las que ningún punto se encontraba dentro de la red. Después de comprobar la identidad de estas especies, se representó su distribución y se realizó una selección de cuadrículas que habría que considerar para complementar la red de espacios actual, de modo que, entre todas, incluyese al menos alguna población de cada una de las especies citadas.

Finalmente, se identificaron los espacios protegidos más relevantes, por su diversidad de especies y mayor número de especies de mariposas amenazadas. Del mismo modo, se detectó el número de especies de mariposas que sólo aparecen en uno o dos espacios protegidos.

Análisis con más de una presencia por especie

La presencia de una especie en una única cuadrícula de 100 km² puede no garantizar su persistencia. Por ello se realizaron selecciones de áreas (opción automática) basadas en riqueza de la forma anteriormente explicada teniendo en cuenta la presencia de cada especie en más de una cuadrícula.

RESULTADOS

Área de estudio

Se obtuvieron 1282 cuadrículas de 10 km de lado cuya superficie estaba parcial o totalmente incluida dentro de alguna de las anteriores figuras de protección, representando un 20% del total de cuadrículas de la Península Ibérica e islas Baleares, y 718 cuadrículas (11,2% del total) con una presencia de espacio protegido en la cuadrícula mayor del 15%.

Datos de especies utilizadas y criterio de rareza

En la Tabla 2 se muestran las listas de mariposas incluidas dentro de alguna categoría de amenaza siguiendo las categorías de la UICN (UICN, 2001), la lista de especies endémicas y la lista de especies consideradas como raras con ambos criterios.

Riqueza de especies

Las seis cuadrículas con mayor riqueza de especies se presentan en la Tabla 3. De ellas, las dos con mayor riqueza de mariposas se correspondieron con el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca) y con Viella (Lérida), con 139 especies cada una (el 62,33% del total de especies ibéricas, Figuras 2 y 3).

ESPECIE	LIBRO ROJO 2006	EUR. RED DATA BOOK	BERNA	HABIT.	LEGISLACIÓN AUTONÓMICA	ENDEM.	RARAS
<i>Agriades glandon</i>		SPEC 4a					36
<i>Agriades pyrenaicus</i>		SPEC 4a				*	19
<i>Agriades zullichi</i>	EN					X	6**
<i>Aricia morronensis</i>		SPEC 4a				*	
<i>Aricia nicias</i>		SPEC 4a					16
<i>Azanus jesous</i>							1**
<i>Boloria eunomia</i>							15
<i>Boloria napaea</i>							8**
<i>Borbo borbonica</i>							9**
<i>Carterocephalus palaemon</i>							34
<i>Carchadorus tripolinus</i>							6**
<i>Chazara prieuri</i>	VU	SPEC 4b			C.-LA MANCHA		
<i>Erebia epistygne</i>	LC	SPEC 1 VU			C.-LA MANCHA		
<i>Erebia gorgone</i>		SPEC 4a				*	
<i>Erebia hispania</i>		SPEC 4a				*	
<i>Erebia lefebvrei</i>		SPEC 4a				*	
<i>Erebia manto</i>		SPEC 4a					22
<i>Erebia oeme</i>		SPEC 4a					19
<i>Erebia palarica</i>						X	
<i>Erebia pandrose</i>							9**
<i>Erebia pronoe</i>		SPEC 4a					25
<i>Erebia sthenno</i>		SPEC 4a				*	28
<i>Erebia zapateri</i>		SPEC 4a			C.-LA MANCHA	X	30
<i>Euchloe charlonia</i>	NT						7**
<i>Gegenes pumilio</i>							3**
<i>Lasiommata petropolitana</i>							13
<i>Lopinga achine</i>	VU	SPEC 3 VU	II	IV			6**
<i>Lycaena bleusei</i>						X	
<i>Lycaena helle</i>	EN	SPEC 3 VU					4**
<i>Maculinea nausithous</i>	VU	SPEC 3 VU	II	II, IV	CATALUÑA		17
<i>Maculinea rebeli</i>	VU	SPEC 1 VU					
<i>Melitaea aetherie</i>	NT	SPEC 3 EN			EXTREMADURA		
<i>Parnassius apollo</i>	LC	SPEC 3 VU	II	IV	MADRID, CATALUÑA, C.-LA MANCHA, ARAGÓN		
<i>Parnassius mnemosyne</i>	LC		II	IV	CATALUÑA, ARAGÓN		
<i>Plebejus hespericus</i>	VU	SPEC 1 VU			MADRID, C.-LA MANCHA	X	
<i>Polyommatus fabressei</i>		SPEC 4a			MADRID, C.-LA MANCHA	X	
<i>Polyommatus fulgens</i>						X	14
<i>Polyommatus golgus</i>	EN	SPEC 4a	II	II, IV		X	3**
<i>Polyommatus nivescens</i>		SPEC 4a			MADRID	*	
<i>Pseudochazara hippolyte</i>	NT						22
<i>Pseudophilotes panoptes</i>						X	
<i>Pyrgus andromedae</i>		SPEC 4a					21
<i>Pyrgus bellieri</i>		SPEC 4a					29
<i>Pyrgus cacaliae</i>		SPEC 4a					8**
<i>Pyrgus cinarae</i>	VU	SPEC 4a NT					8**
<i>Pyrgus sidae</i>	VU				EXTREMADURA		4**
<i>Satyrium pruni</i>							12
<i>Satyrus ferula</i>							29
<i>Tarucus theophrastus</i>							23

Tabla 2. Lista de las especies consideradas como amenazadas, endémicas y raras en este trabajo. El criterio de amenaza se tomó del “Libro rojo de los invertebrados de España” (Verdú & Galante, 2006: EN. En peligro; VU. Vulnerable; NT. Casi amenazada; LC. Preocupación menor), las categorías SPEC del European Red Data Book (Van Swaay & Warren, 1999: SPEC 1. Especies amenazadas a escala mundial; SPEC 3. Especies amenazadas en Europa, cuyas poblaciones no se encuentran mayoritariamente en este continente; SPEC 4a. Especies cuya distribución se encuentra restringida a Europa pero no se encuentran amenazadas; SPEC 4b. Especies no amenazadas en Europa que presentan una distribución global aunque concentrada en este continente). Se muestran también las

mariposas protegidas en los anexos II y IV del Convenio de Berna, en la Directiva de Hábitats (Habit.) y en las diferentes legislaciones autonómicas. *P. apollo* además se encuentra dentro del convenio de CITES; y *M. nausithous* (VU) y *P. golgus* (EN) dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Los endemismos (endem.) aparecen representados con una cruz (X). En el caso de que estos se encuentren en el Norte de los Pirineos se les representa con un asterisco (*). Se indica el número de cuadrículas de 10 x 10 km en las que se encuentran las especies raras, al considerar las especies que están en menos de 10 cuadrículas UTM (marcadas con dos asteriscos, **) o al considerar el 15% de las especies que ocupan un menor número de cuadrículas.

Nº de especies	Riqueza (%)	Cuadrícula	Localidad	Provincia
139	61,78%	30TYN32	P.N. de Ordesa	Huesca
139	61,78%	31TCH13	Viella	Lerida
136	60,44%	30TXK37	Albarracín	Teruel
132	58,67%	30TUN57	Fuente De	Cantabria
132	58,67%	30TYN23	Panticosa	Huesca
131	58,22%	30TWM92	Sierra del Moncayo	Zaragoza

Tabla 3. Riqueza de especies de mariposas ibero-baleares realizada con WORLDMAP. Se muestran los valores de riqueza relativa (en porcentaje) respecto al total (223 especies) y las seis cuadrículas UTM de 10 km de lado con las localidades representativas de cada una y sus provincias, que presentan los valores más altos de número de especies.

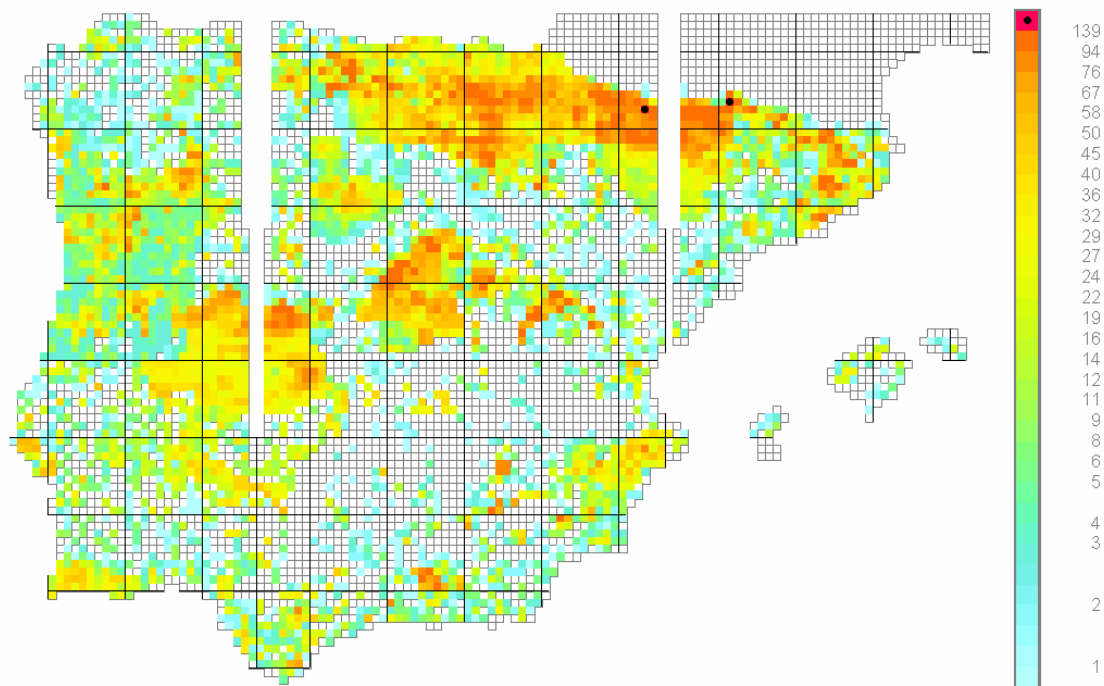


Figura 2. Riqueza de especies de mariposas ibero-baleares obtenida con WORLDMAP. El número de especies diferentes por cuadrícula UTM de 10 km de lado varía desde las cuadrículas de colores más cálidos a más fríos. Los dos puntos negros indican los principales puntos calientes de diversidad (*hot spots*).

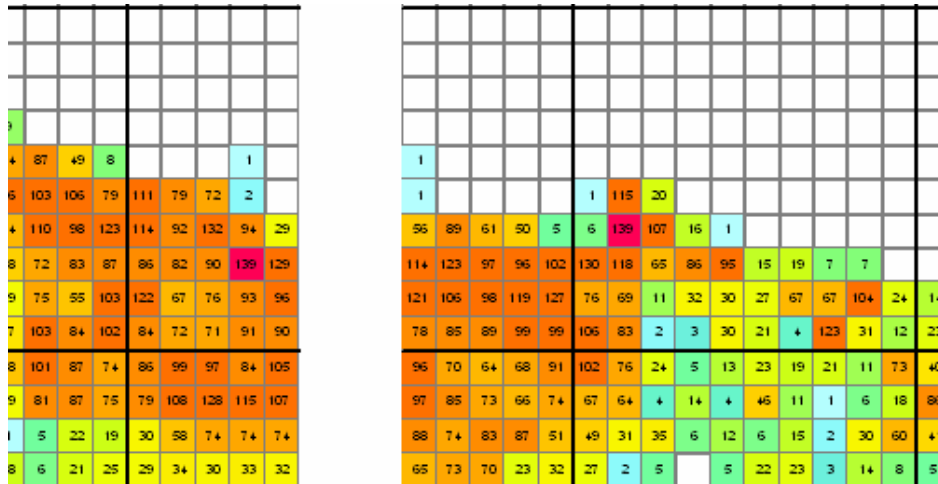


Figura 3. Detalle de la zona de Pirineos extraída de la Figura 2 donde se muestran las dos cuadrículas de máximo valor y el número de especies diferentes de mariposas citadas en cada cuadrícula. Los tonos más cálidos representan los valores más altos en número de especies, disminuyendo en número hasta los tonos azules que representan los más bajos.

Si se calcula el 15% de las cuadrículas más ricas en especies, valor indicado como representante de áreas de alta diversidad (Rey Benayas & de la Montaña, 2003), se obtuvieron un total de 1025 cuadrículas, albergando entre 36 y 139 especies (Figuras 2 y 3, colores cálidos: desde el fucsia hasta el tono de naranja más pálido). Las zonas que presentan mayor riqueza de especies se concentran en áreas montañosas, siendo patente por otra parte en Portugal, una gran cantidad de cuadrículas de baja diversidad conocida (Figura 2).

Selección de áreas prioritarias

1. Selección automática basada en riqueza

Se obtuvieron 16 cuadrículas prioritarias (Figura 4) que, en conjunto, albergan la totalidad de especies de mariposas diurnas del área de estudio, representadas en al menos una cuadrícula. Esto supone una superficie de 1.600 km², y sólo siete de ellas (43,8%) formaban parte de la red de espacios protegidos (Tabla 4 y Figura 4). La cuadrícula 30TXK37 incluye simplemente un Paisaje Protegido. Otras cuadrículas presentaban sólo una pequeña porción de superficie protegida (menos del 15% de la cuadrícula de 10 km de lado), y además las localidades citadas no coincidían con la zona protegida (30TTK66, 31TCH13). En el caso de la cuadrícula 30TYN32, la proporción de espacio protegido que contiene es mínima, pero varias de las citas de mariposas disponibles de esta cuadrícula provienen de él.

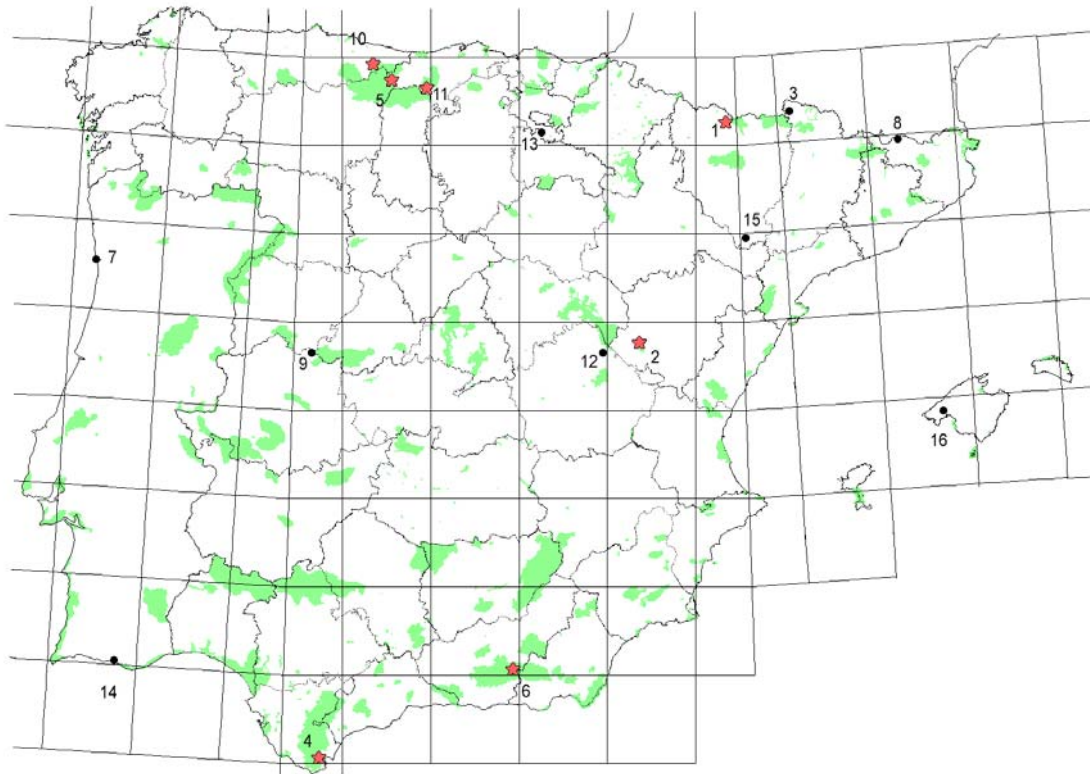


Figura 4. Selección de cuadrículas prioritarias para la conservación de mariposas en la Península Ibérica e islas Baleares, utilizando el criterio de complementariedad basado en la riqueza con la opción automática del programa WORLDMAP. Las selecciones se presentan de forma jerárquica indicada por la numeración. Se presentan las 16 cuadrículas de 10 km de lado que, consideradas en conjunto, contienen la totalidad de especies de mariposas diurnas presentes en el área de estudio considerada. En verde se representa la red de espacios protegidos. Las estrellas rojas indican la coincidencia de las cuadrículas seleccionadas por el programa con esta red de espacios naturales. Los círculos negros indican los huecos donde la selección no coincide con la red de espacios.

Las primeras cuadrículas de la selección eran añadidas por presentar una gran cantidad de especies (Tabla 4). A partir del quinto paso se iban añadiendo cada vez menos especies, siendo las responsables de la selección en cada paso las detalladas en la Tabla 5.

Si se tienen en cuenta los Lugares de Interés Comunitario (LIC) como figura de protección, 13 de las 16 cuadrículas se encontraban dentro de la red, sin embargo, cuadrículas como 30STF70, 30TXK37, 30TWN21, 31TBF59 y 31TCH13 presentaban aproximadamente sólo la mitad de la cuadrícula englobada en una zona protegida como LIC (Figura 5).

Del mismo modo considerando las Zonas declaradas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), 12 de los 16 sitios se encontraban protegidos por estas reservas para aves. Las cuadrículas 30STF70, 30TWN21 y 31TCH13 presentaban aproximadamente sólo la mitad de la cuadrícula protegida por esta figura.

Selección	Cuadrícula	Localidad	EC	EA	ENP
1	30TYN32	Ordesa (Huesca)	139	139	Sí
2	30TXK37	Albarracín (Teruel)	136	34	Sí
3	31TCH13	Viella (Lérida)	139	13	No
4	30STF70	Algeciras (Cádiz)	60	8	Sí
5	30TUN57	Fuente De (Cantabria)	132	6	Sí
6	30SVG90	Puerto de la Ragua (Granada)	62	5	Sí
7	29TNF25	Porto (Douro Litoral, Portugal)	60	4	No
8	31TDG39	Nuria (Gerona)	82	3	No
9	30TTK66	La Garganta (Cáceres)	102	2	No
10	30TUN39	Covadonga (Asturias)	94	2	Sí
11	30TVN06	Reinosa (Cantabria)	52	2	Sí
12	30TWK96	Tragacete (Cuenca)	127	1	No
13	30TWN21	Montoria (Álava)	115	1	No
14	29SNB70	Faro (Algarve, Portugal)	32	1	No
15	31TBF59	Los Monegros (Huesca)	32	1	No
16	31SDD68	Son Espanyolet (Mallorca)	30	1	No

Tabla 4. Resultados obtenidos en la selección de cuadrículas prioritarias para la conservación de mariposas en la Península Ibérica e islas Baleares realizada con criterio de riqueza mediante el programa WORLDMAP. Se muestran: las localidades según el orden de selección, el número de especies citadas en esa cuadrícula (EC), el número de especies nuevas que se añaden a la selección (EA) y su presencia (sí) o ausencia (no) en la red de espacios naturales protegidos (ENP).

Paso	Cuadrícula y especie añadida	Paso	Cuadrícula y especie añadida
5	30TUN57 <i>Agriades pyrenaicus</i> <i>Cupido argiades</i> <i>Erebia palarica</i> <i>Heteropterus morpheus</i> <i>Maculinea alcon</i> <i>Maculinea nausithous</i>	9	30TTK66 <i>Lycaena bleusei</i> <i>Pyrgus sidae</i>
		10	30TUN39 <i>Lopinga achine</i> <i>Minois dryas</i>
		11	30TVN06 <i>Boloria eunomia</i> <i>Lycaena helle</i>
6	30SVG90 <i>Agriades zullichi</i> <i>Colotis daira</i> <i>Polyommatus golgus</i> <i>Pseudochazara hippolyte</i> <i>Pseudophilotes abencerragus</i>	12	30TWK96 <i>Pyrgus cinarae</i>
		13	30TWN21 <i>Satyrrium pruni</i>
7	29TNF25 <i>Callophrys avis</i> <i>Danaus chrysippus</i> <i>Danaus plexippus</i> <i>Vanessa virginiensis</i>	14	29SNB70 <i>Carchadorus tripolinus</i>
		15	31TBF59 <i>Euchloe charltonia</i>
8	31TDG39 <i>Boloria napaea</i> <i>Erebia pandrose</i> <i>Pyrgus cacaliae</i>	16	31SDD68 <i>Gegenes pumilio</i>

Tabla 5. Relación de las diferentes especies por la que se seleccionan las cuadrículas numeradas de la cinco a la 16 con el programa WORLDMAP en la selección de áreas prioritarias de manera automática, realizada con el criterio de riqueza.

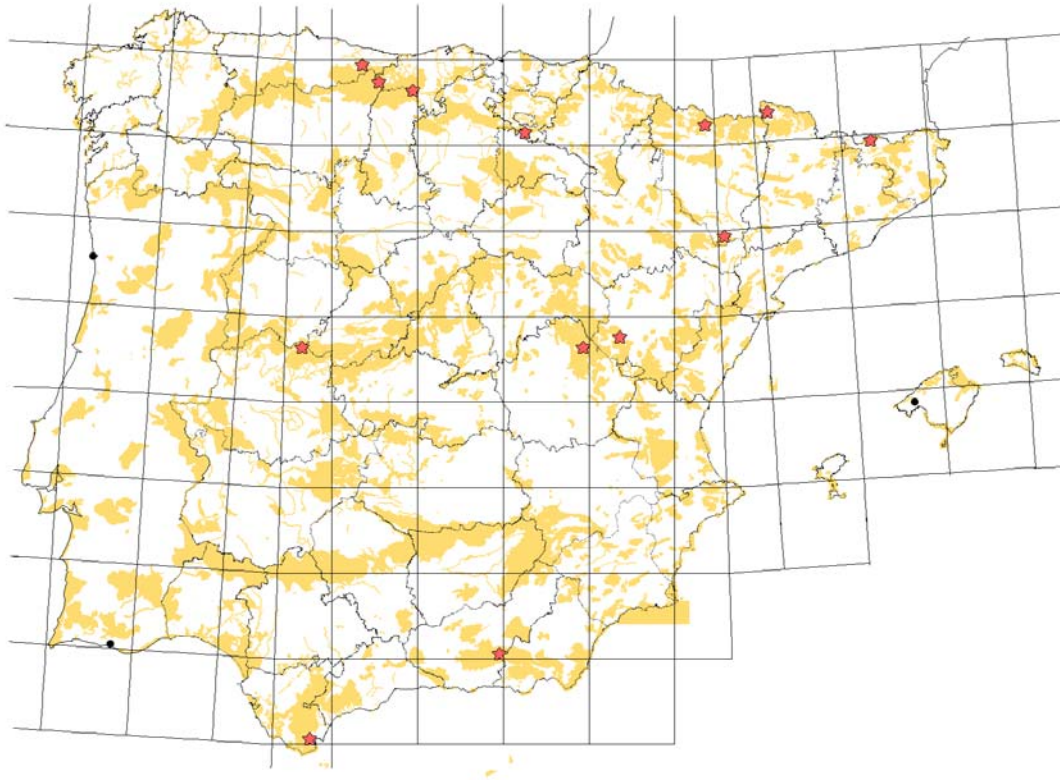


Figura 5. Superposición de la selección de cuadrículas prioritarias obtenida utilizando el criterio de complementariedad basado en la riqueza con la opción automática del programa WORLDMAP con la red de LICs (Lugares de Interés Comunitario) de la Península Ibérica e islas Baleares. Las estrellas rojas indican las cuadrículas seleccionadas por el programa como cuadrículas prioritarias que se encuentran incluidas en la red de LICs. Los círculos negros indican las restantes cuadrículas seleccionadas que no coinciden con la red de LICs.

2. Selección manual basada en la riqueza

La selección de áreas manual aunque difería significativamente de la automática ($\chi^2 = 32,8$, $df = 18$, $p < 0,02$), proponía también 16 cuadrículas geográficamente muy cercanas, con lo que se considera aceptable desde el punto de vista de la conservación (Figura 6 y Tabla 6). Sólo tres cuadrículas resultaron diferentes en la selección. De nuevo, el primer punto seleccionado fue aquel que recogía mayor número de especies (30TYN32, Ordesa), y el segundo que añadía más especies nuevas al anterior fue la cuadrícula 30TXK37 (Albarracín). Cambiaron de número de orden de selección Faro con Son Espanyolet, y Los Monegros. Donde se seleccionaba Nuria, en la selección manual aparece Meranges, localidad cercana en la misma provincia. La mayor diferencia fue la selección de dos nuevas cuadrículas en la zona de los pirineos (Salardú y Les) en lugar de las elegidas en las provincias de Cantabria (Reinosa) y Álava (Montoria) en la selección automática (ver Tabla 4 y 6).

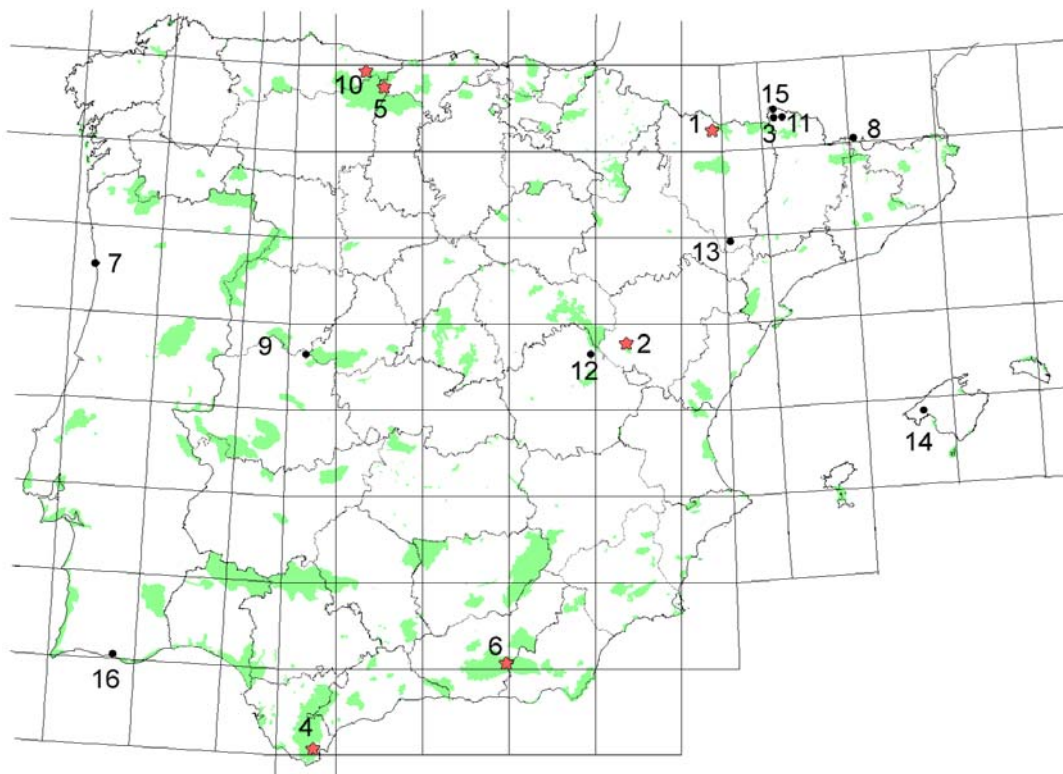


Figura 6. Selección de cuadrículas prioritarias para las mariposas ibero-baleares, realizada con criterio de riqueza de forma manual con WORLDMAP. Las selecciones se presentan de forma jerárquica indicada por la numeración. Se presentan las 16 cuadrículas de 10 km de lado que, en conjunto, contienen la totalidad de especies de mariposas presentes en el área de estudio. En verde se representa la red de espacios protegidos. Las estrellas rojas indican la coincidencia entre esta y las cuadrículas seleccionadas por el programa. Los círculos negros indican los huecos donde la selección no coincide con la red de espacios.

Selección	Cuadrícula	Localidad	EC	EA	ENP
1	30TYN32	Ordesa (Huesca)	139	139	Sí
2	30TXK37	Albarracín (Teruel)	136	34	Sí
3	31TCH13	Viella (Lérida)	139	13	No
4	30STF70	Algeciras (Cádiz)	60	8	Sí
5	30TUN57	Fuente De (Cantabria)	132	6	Sí
6	30SVG90	Puerto de la Ragua (Granada)	62	5	Sí
7	29TNF25	Porto (Douro Litoral, Portugal)	60	4	No
8	31TDH00	Meranges (Gerona)	23	3	No
9	30TTK66	La Garganta (Cáceres)	102	2	No
10	30TUN39	Covadonga (Asturias)	94	2	Sí
11	31TCH23	Salardú (Lérida)	107	2	No
12	30TWK96	Tragacete (Cuenca)	127	1	No
13	31TBF59	Los Monegros (Huesca)	32	1	No
14	31SDD68	Son Espanyolet (Mallorca)	30	1	No
15	31TCH14	Les (Lérida)	115	1	No
16	29SNB70	Faro (Algarve, Portugal)	32	1	No

Tabla 6. Selección de cuadrículas prioritarias realizada con criterio de riqueza de forma manual con WORLDMAP en el área de estudio. Se muestran: las localidades según el orden de selección, el número de especies citadas en esa cuadrícula (EC), el número de especies nuevas que se añaden a la selección (EA) y su presencia (sí) o ausencia (no) en la red de espacios naturales protegidos (ENP).

Al superponer estas 16 cuadrículas con la red de espacios protegidos, se observó que sólo seis se encontraban dentro de la red (siendo una de ellas solamente un Paisaje Protegido), dejando un total de 10 huecos (*gaps*). Es decir, el 37,5% de las cuadrículas seleccionadas se encontraban incluidas en la red de espacios protegidos (Figura 6). Esta selección resultó en un porcentaje de cuadrículas prioritarias con superficie protegida menor que el obtenido con la selección automática. También en este caso existían otras cuadrículas que presentaban sólo una pequeña porción de superficie protegida (menos del 15%), y los registros de mariposas disponibles de ellas no provenían de la zona protegida (30TTK66, 31TCH13).

Las especies responsables de la selección de cuadrículas en este caso fueron similares a las expuestas en la Tabla 5, salvo en tres cuadrículas en las que la selección se produjo por las siguientes especies: *Satyrium pruni* (31TCH14); *Boloria eunomia*, *Erebia pandrose* y *Lycaena helle* (31TDH00); y *Boloria napaea* y *Pyrgus cacaliae* (31TCH23).

En la selección manual cinco cuadrículas no coincidieron con los LICs y seis con las ZEPAs. A pesar de superponer las 16 cuadrículas seleccionadas no sólo con las figuras de parques o reservas, sino también con los LICs o ZEPAs, se observó la existencia de tres cuadrículas en la selección automática (29SNB70, 29TNF25, 31SDD68) y cinco en la manual (29SNB70, 29TNF25, 31SDD68, 31TCH23, 31TDH00) que quedaban fuera de los límites de cualquier tipo de espacio protegido (Tabla 7). De ellas, la cuadrícula 31TCH23 se encuentra entre las 50 primeras cuadrículas con mayor número de especies. Las dos cuadrículas que presentaban la mayor cantidad de especies de interés especial (raras, endémicas o amenazadas) desde el punto de vista de la conservación (Meranges y Salardú) no aparecían en la selección de áreas de forma automática (Tabla 7).

3. Otros métodos

La selección automática basada en criterios de riqueza que seleccionaba 16 cuadrículas se comparó también con la representatividad que ofrecían diversos métodos (selecciones aleatorias, cuadrículas con mayor riqueza o rareza, y selección de áreas complementarias basada en la rareza) mostrando los resultados en la Tabla 8. La selección de complementariedad basada en la rareza proponía cuadrículas similares, en algunos casos bastante agrupadas en zonas concretas del área de estudio, sirviendo de cuadrículas alternativas a las ya propuestas. La diferencia más notable con la selección automática fue la selección de la cuadrícula de la Sierra de Baza en lugar de la de Los Monegros debida a la especie *Euchloe charlonia*. La

relación de cuadrículas alternativas se puede encontrar en el apartado “Cuadrículas seleccionadas por los diferentes análisis, Tabla 14”.

Cuadrícula	Localidad	Nº especies	Especies de interés especial
29SNB70	Faro	32	<i>Melitaea aetherie</i> (NT)
29TNF25	Porto	60	<i>Pseudophilotes panoptes</i> (E)
31SDD68	Son Espanyolet	30	<i>Gegenes pumilio</i> (R**)
31TCH23	Salardú	107	<i>Parnassius apollo</i> (LC), <i>Parnassius mnemosyne</i> (LC), <i>Lycaena helle</i> (EN, R**), <i>Maculinea rebeli</i> (VU), <i>Erebia lefebvrei</i> (E), <i>Pseudophilotes panoptes</i> (E), <i>Erebia gorgone</i> (E), <i>Erebia sthennyo</i> (E y R), <i>Boloria napaea</i> (R**), <i>Pyrgus cacaliae</i> (R**), <i>Aricia nicias</i> (R), <i>Erebia oeme</i> (R), <i>Erebia manto</i> (R), <i>Erebia pronoe</i> (R), <i>Satyrus ferula</i> (R) y <i>Lasiommata petropolitana</i> (R)
31TDH00	Meranges	23	<i>Parnassius apollo</i> (LC), <i>Parnassius mnemosyne</i> (LC), <i>Lycaena helle</i> (EN, R**), <i>Erebia lefebvrei</i> (E), <i>Pseudophilotes panoptes</i> (E), <i>Erebia hispania</i> (E), <i>Erebia pandrose</i> (R**), <i>Aricia nicias</i> (R), <i>Pyrgus andromedae</i> (R) y <i>Boloria eunomia</i> (R)

Tabla 7. Cuadrículas que se encuentran fuera de los límites de cualquier espacio protegido, número de especies citadas en esas cuadrículas y especies de interés que presentan por ser especies amenazadas (EN, VU, LC, NT, detalles en tabla 2), endémicas (E), o raras (con el criterio más restrictivo por estar presentes en menos de 10 cuadrículas UTM (R**) o con el más laxo (R)).

4. Especies excluidas de la red de espacios naturales protegidos

Cinco especies no fueron halladas en la red de espacios protegidos: *Gegenes pumilio* (rara), *Pyrgus cinarae* (VU y rara), *Euchloe charltonia* (NT y rara), *Boloria napaea* (rara), y *Satyrium pruni* (rara sólo por el criterio amplio). El estatus de conservación de estas especies se muestra en la Tabla 2.

Se representó la distribución de estas cinco especies (38 cuadrículas UTM 10 x 10, Figura 7), y se realizó con ellas una selección de cuadrículas prioritarias (Figura 7 y Tabla 9), obteniéndose cinco cuadrículas, ya que las distribuciones de las especies excluidas no se solapaban.

Especies	Análisis	Nº de cuadrículas	Nº de especies	% especies
Todas las especies	Áreas protegidas	1282	218	97,76
	Áreas protegidas (>15%)	718	211	94,62
	Puntos calientes de riqueza	16	197	88,34
	Puntos calientes de rareza	16	202	90,58
	Complementariedad (1 representación)	16	223	100
	Complementariedad manual	16	223	100
	Complementariedad con rareza (NMS)	16	223	100
	Selección aleatoria*	16	133±0,9	59,64
Amenazadas	Áreas protegidas	1282	14	87,5
	Áreas protegidas (>15%)	718	11	68,75
	Puntos calientes de riqueza	8	10	62,50
	Puntos calientes de rareza	8	10	62,50
	Complementariedad (1 representación)	8	16	100
	Complementariedad con rareza (NMS)	8	16	100
	Selección aleatoria*	8	6±0,5	37,5
	Endémicas	Áreas protegidas	1282	16
Áreas protegidas (>15%)		718	14	87,5
Puntos calientes de riqueza		5	12	75
Puntos calientes de rareza		5	7	43,75
Complementariedad (1 representación)		5	16	100
Complementariedad con rareza (NMS)		6	16	100
Selección aleatoria*		5	5±0	31,25
Raras 10 CUTM		Áreas protegidas	1282	9
	Áreas protegidas (>15%)	718	4	28,57
	Puntos calientes de riqueza	9	6	42,86
	Puntos calientes de rareza	9	9	64,29
	Complementariedad (1 representación)	9	14	100
	Complementariedad con rareza (NMS)	9	14	100
	Selección aleatoria*	9	8±0	57,14
	Raras 37 CUTM	Áreas protegidas	1282	27
Áreas protegidas (>15%)		718	21	63,64
Puntos calientes de riqueza		13	19	57,58
Puntos calientes de rareza		13	23	69,70
Complementariedad (1 representación)		13	33	100
Complementariedad con rareza (NMS)		12	33	100
Selección aleatoria*		13	12±0	36,36

Tabla 8. Valoración de la efectividad de la red de espacios protegidos existente en la actualidad (considerando las cuadrículas con cualquier porcentaje de espacio protegido, y aquellas cuadrículas que tengan más del 15% de su superficie protegida) y comparación con la representatividad que ofrecen las selecciones de áreas aleatorias, los puntos de máxima riqueza y rareza, y las selecciones de áreas complementarias a las especies amenazadas, endémicas, raras (con ambos criterios) y a la totalidad de las especies de mariposas de la Península Ibérica e islas Baleares. Se muestra en cada caso el número de cuadrículas UTM de 10 km de lado consideradas, el número de especies que reúnen y el porcentaje de estas especies respecto del total de especies consideradas en el área de estudio. Complementariedad (1 representación) está indicando la selección automática basada en riqueza considerando la presencia de una determinada especie una única vez. El asterisco (*) indica la media ± la desviación estándar en el número de especies.

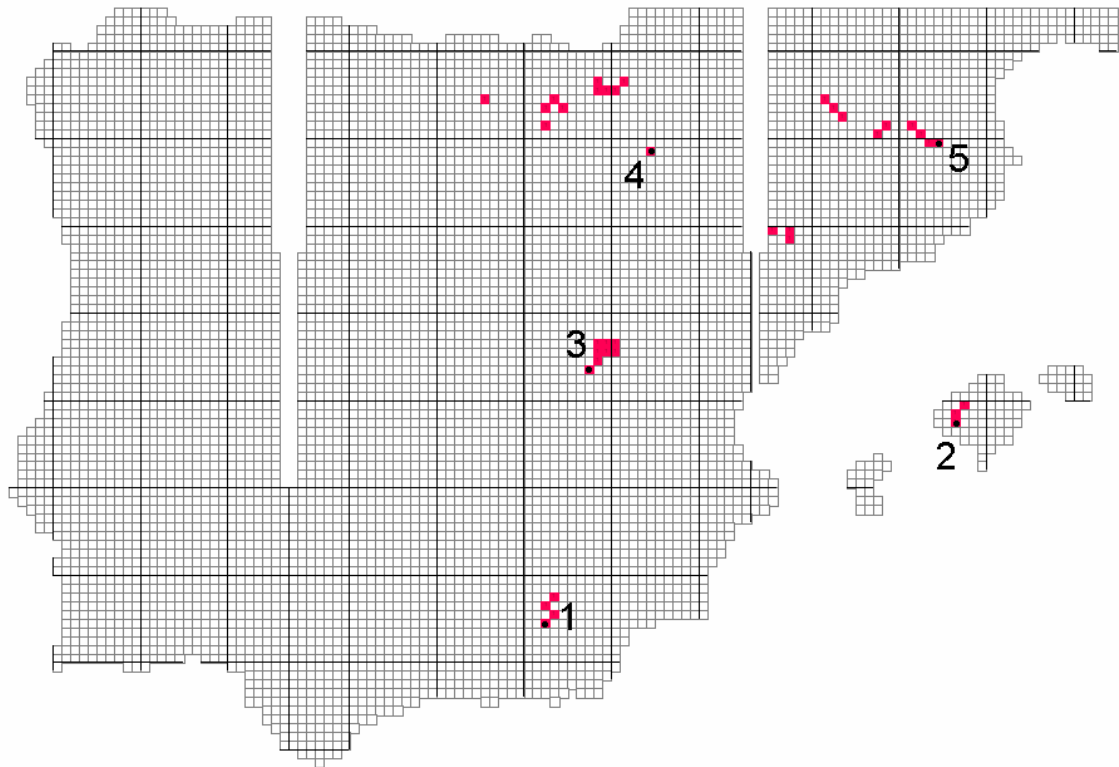


Figura 7. Área de distribución de las cinco especies que quedan excluidas de los espacios naturales protegidos (*Gegenes pumilio*, *Pyrgus cinarae*, *Euchloe charlonia*, *Boloria napaea* y *Satyrium pruni*) obtenida con el programa WORLDMAP. Se muestra la selección de cuadrículas prioritarias (círculos negros) con su orden jerárquico indicado por los números, obtenida mediante la opción automática basada en riqueza del programa WORLDMAP.

Selección	Cuadrícula	Localidad	Especies citadas
1	30SWG24	Baza (Granada)	<i>Euchloe charlonia</i>
2	31SDD67	Cas Catala (Mallorca)	<i>Gegenes pumilio</i>
3	30TWK73	Cuenca	<i>Pyrgus cinarae</i>
4	30TXM48	Sadaba (Zaragoza)	<i>Satyrium pruni</i>
5	31TDG49	Setcases (Gerona)	<i>Boloria napaea</i>

Tabla 9. Resultados obtenidos de la selección de áreas de manera automática realizada con el programa WORLDMAP para las especies que se encuentran fuera de la red de espacios protegidos. Se muestran las localidades seleccionadas y las especies citadas que se añaden en la selección.

5. Selección de áreas y análisis de huecos de las especies amenazadas

Se comparó la distribución de las especies que presentaban algún grado de amenaza con la red de espacios protegidos (Tabla 8). Sólo el 46,8% de los registros de especies amenazadas y el 34,5% de las cuadrículas de 10 km de lado donde se

distribuyen estas especies, coincidía con la red de espacios protegidos. Los espacios protegidos que presentaron mayor cantidad de especies amenazadas fueron Sierra Nevada y Posets-Maladeta con cinco especies amenazadas cada uno. Les seguían Covadonga y el Alto Tajo con cuatro especies. Y siete espacios que presentaban tres especies amenazadas: Sierra de María-Los Vélez, Sierra de Baza, Parque Regional de Sierra Espuña, Ordesa y Monte Perdido, Dehesa del Moncayo, Cadí-Moixeró y Aigüestortes i Estany de Sant Maurici.

El mapa de riqueza mostró dos máximos en Pirineos (31TCH02) y Sierra Nevada (30SVG60), con cinco especies amenazadas cada una. Estas cuadrículas coincidían con los dos espacios protegidos que presentaban mayor número de especies amenazadas. También presentó un número notable de especies amenazadas el Sistema Ibérico, así como la Sierra del Moncayo y algunas zonas de la cordillera Cantábrica (Figura 8).

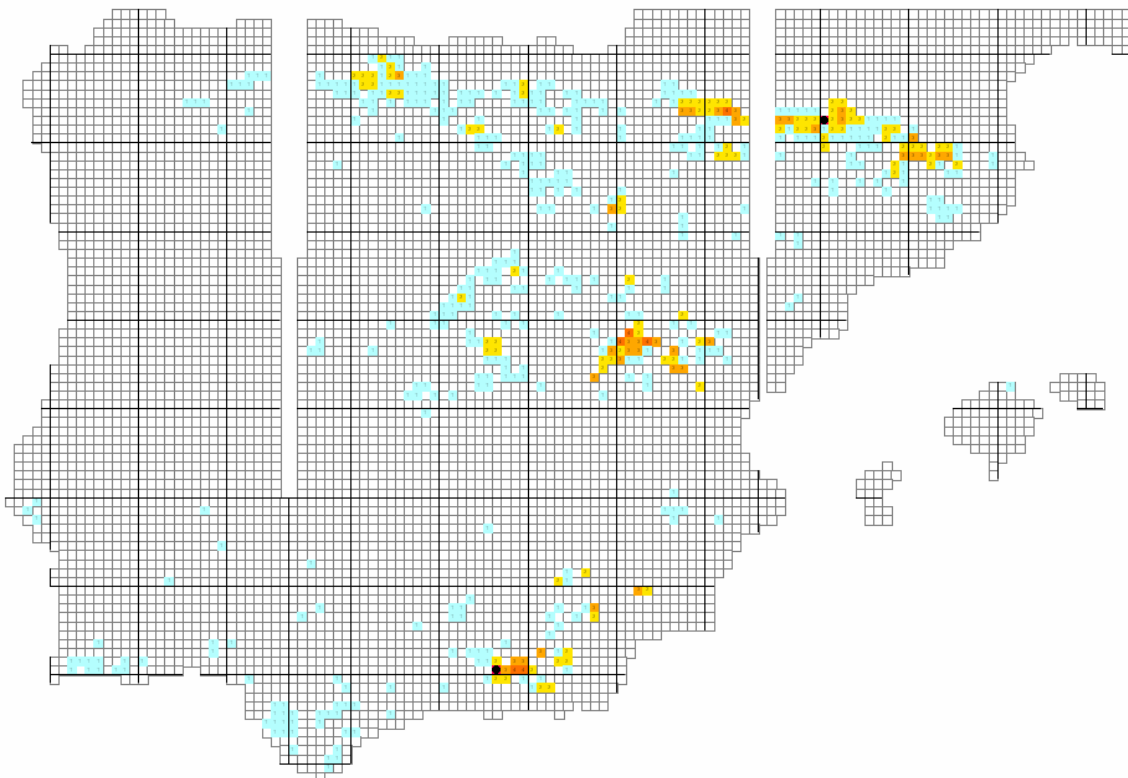


Figura 8. Mapa de riqueza de las especies amenazadas en cuadrículas UTM de 10 km de lado realizado con el programa WORLDMAP. Con un círculo negro se muestran las dos cuadrículas que albergan el mayor número de especies. A continuación, las cuadrículas de colores cálidos representan las de mayor riqueza, siendo las de colores fríos las que tienen una menor riqueza de especies de mariposas diurnas amenazadas.

La selección de áreas resultó en ocho cuadrículas que incluían todas las especies con algún grado de amenaza en el área de estudio (Figura 9 y Tabla 10). Seis de ellas se encontraban dentro de la red de espacios protegidos, quedando fuera la ciudad de Cuenca (seleccionada por *Pyrgus cinarae*) y Baza (seleccionada por *Euchloe charlonia*).

La selección de complementariedad basada en la rareza presentó mayores diferencias, como la selección de Los Monegros en lugar de la Sierra de Baza; la cuadrícula de Béjar (Salamanca, cuadrícula no protegida) en lugar de Navarredonda (cuadrícula protegida) seleccionadas por *Pyrgus sidae*; y la cuadrícula de Cacém (Portugal, no protegida) en lugar de Sierra Espuña (protegida) seleccionadas por *Melitaea aetherie* (Tabla 8. Ver apartado “Cuadrículas seleccionadas por los diferentes análisis”, Tabla 14).

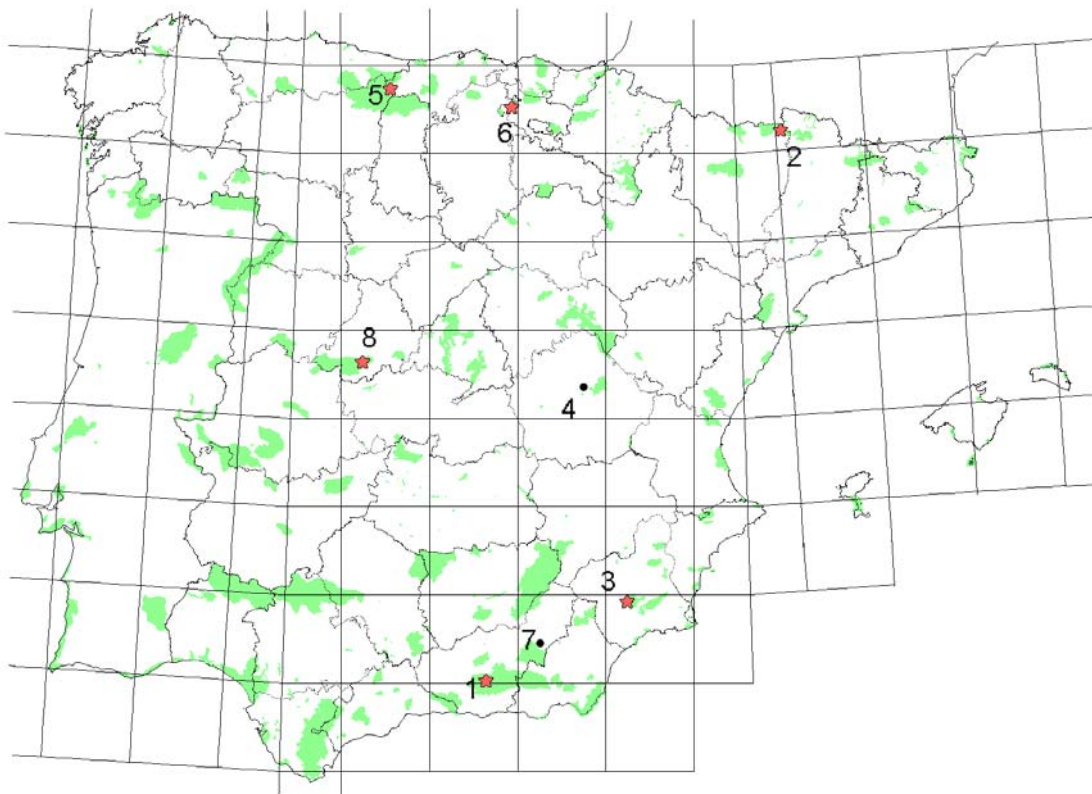


Figura 9. Selección de cuadrículas prioritarias para la conservación de las especies de mariposas amenazadas ibero-baleares utilizando el criterio de complementariedad basado en la riqueza con el programa WORLDMAP. Se presentan las ocho cuadrículas que, en conjunto, contienen la totalidad de especies de mariposas diurnas amenazadas en el área de estudio, seleccionadas de forma jerárquica. En verde se representa la red de espacios protegidos. Las estrellas rojas indican la coincidencia de las cuadrículas seleccionadas por el programa con esta red de espacios protegidos. Los círculos negros indican los huecos donde no coincide la selección con la red de espacios.

	Selección	Cuadrícula	Localidad	EC	EA	ENP
Amenazadas	1	30SVG60	Veleta (Granada)	5	5	Sí
	2	31TCH02	Benasque (Huesca)	5	4	Sí
	3	30SXC29	Sierra Espuña (Murcia)	3	2	Sí
	4	30TWC73	Cuenca	3	1	No
	5	30TUN57	Fuente De (Cantabria)	3	1	Sí
	6	30TVN95	Puerto de Orduña (Burgos)	2	1	Sí
	7	30SWG24	Baza (Granada)	1	1	No
	8	30TUC26	Navarredonda (Ávila)	1	1	Sí
Endémicas	1	30SVG60	Veleta (Granada)	7	7	Sí
	2	31TCH02	Benasque (Huesca)	7	4	Sí
	3	30TXK64	Sierra de Javalambre (Teruel)	5	2	No
	4	30TUN47	Puerto de Pandetrave (León)	5	2	Sí
	5	30TVL10	Navacerrada (Madrid)	4	1	No
Raras**	1	31TDG39	Nuria (Gerona)	3	3	No
	2	30STF70	Algeciras (Cádiz)	2	2	Sí
	3	30SVG90	Puerto de la Ragua (Granada)	2	2	Sí
	4	31TDH00	Meranges (Gerona)	2	1	No
	5	30SWG24	Baza (Granada)	1	1	No
	6	31SDD67	Cas Catala (Mallorca)	1	1	No
	7	30TWC73	Cuenca	1	1	No
	8	30TUC26	Navarredonda (Ávila)	1	1	Sí
	9	30TVN95	Puerto de Orduña (Burgos)	1	1	Sí
Raras	1	31TCH02	Benasque (Huesca)	11	11	Sí
	2	31TCH23	Salardú (Lérida)	9	3	No
	3	30STF70	Algeciras (Cádiz)	3	3	Sí
	4	30SVG90	Puerto de la Ragua (Granada)	3	3	Sí
	5	31TDG39	Nuria (Gerona)	7	2	No
	6	30TUN57	Fuente De (Cantabria)	4	2	Sí
	7	30TWC84	Valdecabras (Cuenca)	2	2	No
	8	30TUN96	Puerto de Palombrera (Cantabria)	2	2	Sí
	9	31TCH14	Les (Lérida)	6	1	No
	10	30TUN48	Cordiñanes (León)	3	1	Sí
	11	30SWG24	Baza (Granada)	1	1	No
	12	31SDD67	Cas Catala (Mallorca)	1	1	No
	13	30TUC26	Navarredonda (Ávila)	1	1	Sí

Tabla 10. Selección de cuadrículas prioritarias para la conservación de mariposas en la Península Ibérica e islas Baleares, utilizando el criterio de complementariedad basado en la riqueza con el programa WORLDMAP con las especies amenazadas, endémicas y raras (criterio restrictivo: presentes en menos de 10 cuadrículas UTM (Raras**) y criterio laxo: en menos de 37 cuadrículas UTM (Raras)). Se muestran: las localidades según el orden de selección, el número de especies amenazadas, endémicas o raras citadas en esa cuadrícula (EC), así como el número de especies nuevas que añaden a la selección (EA) y su presencia (sí) o ausencia (no) en la red de espacios naturales protegidos (ENP).

6. Selección de áreas y análisis de huecos de las especies endémicas

El mapa de riqueza presentó tres cuadrículas con un total de siete endemismos ibéricos en cada una (30TYN04, 31TCH02, 30SVG60, Figura 10). Los resultados presentaron un patrón similar al de las especies amenazadas, aunque también el Sistema Central destacó por su riqueza de especies endémicas.

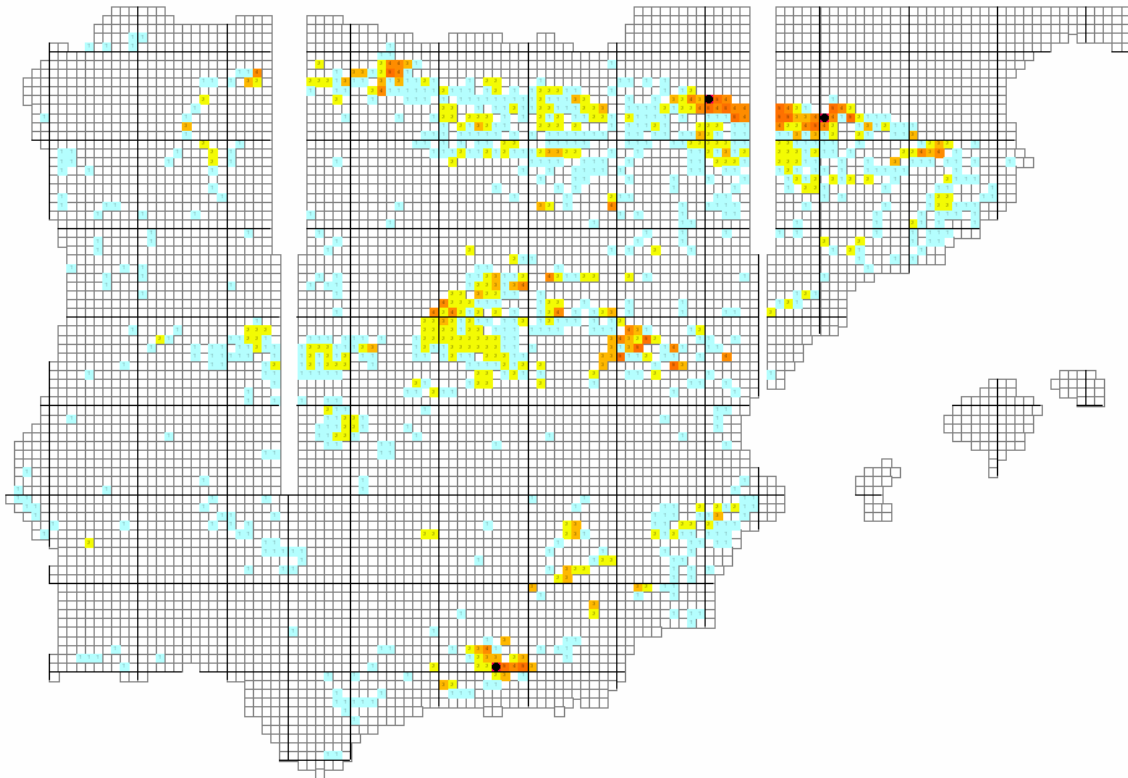


Figura 10. Mapa de riqueza de las especies endémicas en cuadrículas UTM de 10 km de lado realizado con el programa WORLDMAP. Con un círculo negro se muestran los tres puntos que albergan el mayor número de especies. Las cuadrículas de colores cálidos representan las de mayor riqueza, siendo las de colores fríos las que tienen una menor riqueza de especies de mariposas diurnas endémicas.

La selección de áreas complementarias basada en riqueza señaló cinco cuadrículas en las que se encuentran representados los 16 endemismos ibéricos. Tres de ellas pertenecían a la red de espacios protegidos (Tabla 10 y Figura 11).

La selección de áreas complementarias usando el criterio de rareza indicó una cuadrícula más (Puerto del escudo en Burgos, por la presencia de *Polyommatus fulgens*; Tabla 8), siendo las diferencias más notables la selección de la cuadrícula de la Sierra del Moncayo (Zaragoza, cuadrícula protegida) en lugar de Navacerrada (no protegidas) debido a la presencia de *Lycaena bleusei*; y la selección de Candanchú (Huesca, cuadrícula no protegida) en el lugar de Benasque (cuadrícula protegida) por

la presencia de diversas especies del género *Erebia*. (Ver apartado “Cuadrículas seleccionadas por los diferentes análisis”, Tabla 14).

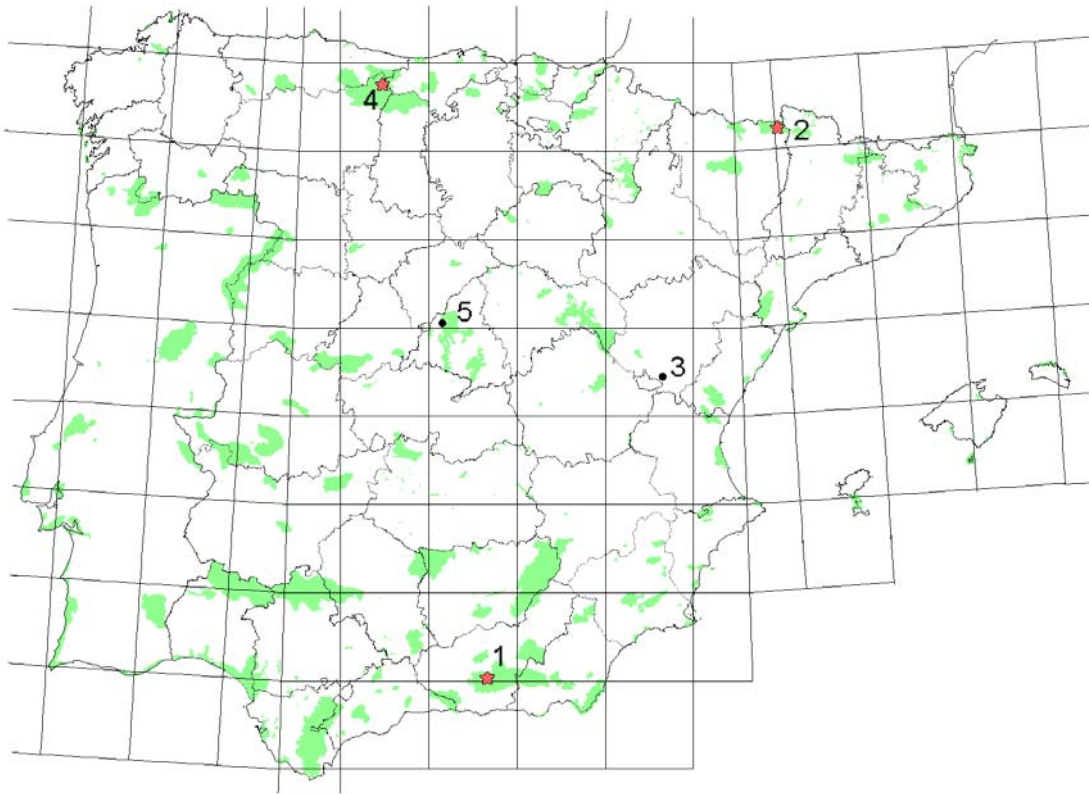


Figura 11. Selección de áreas prioritarias para la conservación de especies endémicas realizada de forma automática con el programa WORLDMAP en la Península Ibérica e islas Baleares. Se presentan las cinco cuadrículas que, consideradas en conjunto, contienen la totalidad de especies de mariposas diurnas endémicas en el área de estudio considerada, seleccionadas de forma jerárquica. En verde se representa la red de espacios protegidos. Las estrellas rojas indican la coincidencia de las cuadrículas seleccionadas por el programa con la red de espacios naturales. Los círculos negros indican los huecos donde no coincide la selección con la red de espacios.

7. Selección de áreas y análisis de huecos de las especies raras

Se han considerado los resultados obtenidos con el criterio de rareza amplio (cuando se encuentran en menos de 37 cuadrículas de 10 km de lado). Se comentan brevemente los resultados obtenidos cuando se considera el criterio arbitrario.

El número de especies raras alcanzó su máximo en la cuadrícula 31TCH02 (11 especies, Figura 12). Las zonas con mayor número de estas especies se correspondieron con Sierra Nevada, Cádiz, la Cordillera Cantábrica y el Sistema Ibérico, además de Pirineos. Cuando se considera el criterio de rareza arbitrario (menos de 10 cuadrículas), el máximo se presentó en la cuadrícula 31TDG39 con tres especies, encontrándose también distribuidas principalmente en Sierra Nevada y Cádiz.

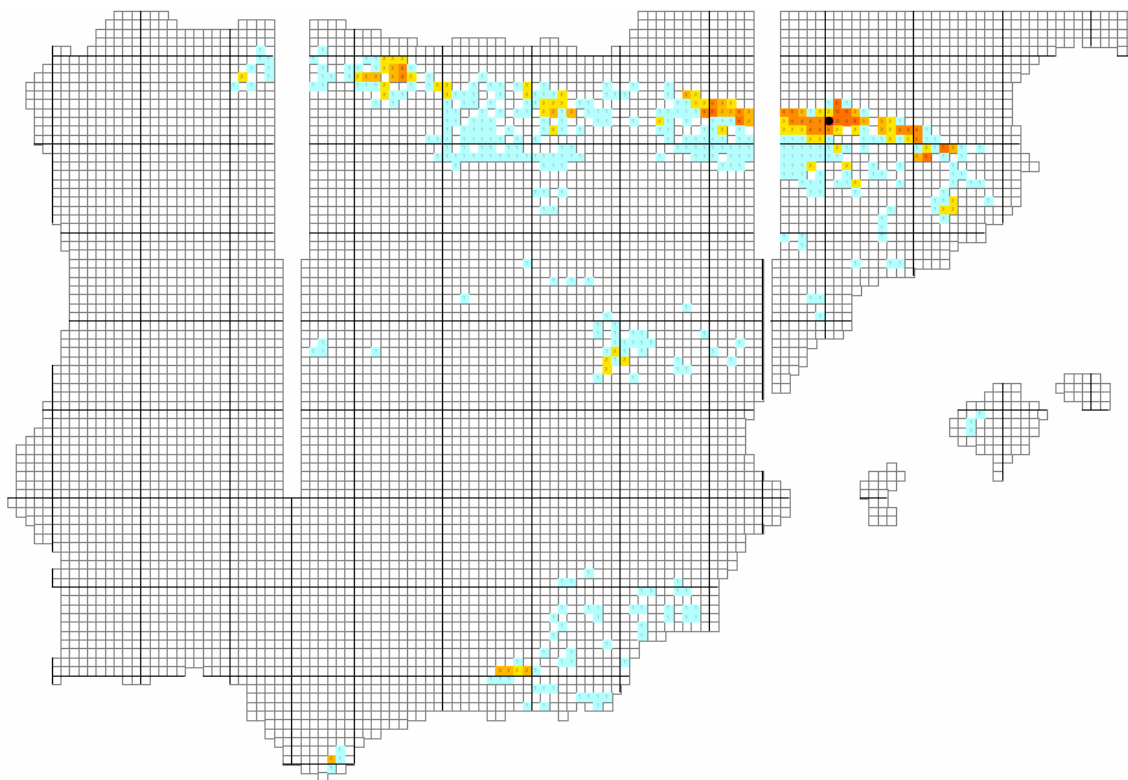


Figura 12. Mapa de riqueza de las especies raras que se encuentran como máximo en 37 cuadrículas UTM de 10 km de lado (15%), realizado con el programa WORLDMAP. Con un círculo negro se representa la cuadrícula que alberga el mayor número de especies. Las cuadrículas de colores cálidos representan las de mayor riqueza, siendo las de colores fríos las que tienen una menor riqueza de especies de mariposas diurnas raras con este criterio.

La selección de áreas complementarias basada en riqueza mostró 13 cuadrículas, en las que estaban presentes todas las especies raras (criterio laxo) ibero-baleares. Siete de ellas se encontraban dentro de la red de espacios protegidos (Figura 13 y Tabla 10).

Con el criterio arbitrario más restrictivo resultaron nueve cuadrículas prioritarias, con algunas diferencias sólo en la zona norte, siendo el resto de cuadrículas iguales a las obtenidas con el criterio más laxo. Cuatro de estas cuadrículas se encontraban dentro de la red de espacios protegidos (Tabla 10).

La selección de áreas complementarias basada en la rareza propuso una cuadrícula menos en la zona de Pirineos (Tabla 8) con el criterio laxo de rareza, siendo la principal diferencia la selección de Los Monegros en lugar de la Sierra de Baza por la presencia de *Euchloe charlonia* (Ver apartado “Cuadrículas seleccionadas por los diferentes análisis”, Tabla 14). Con el criterio restrictivo no se apreciaron diferencias significativas, seleccionando el mismo número de cuadrículas que la selección por riqueza.

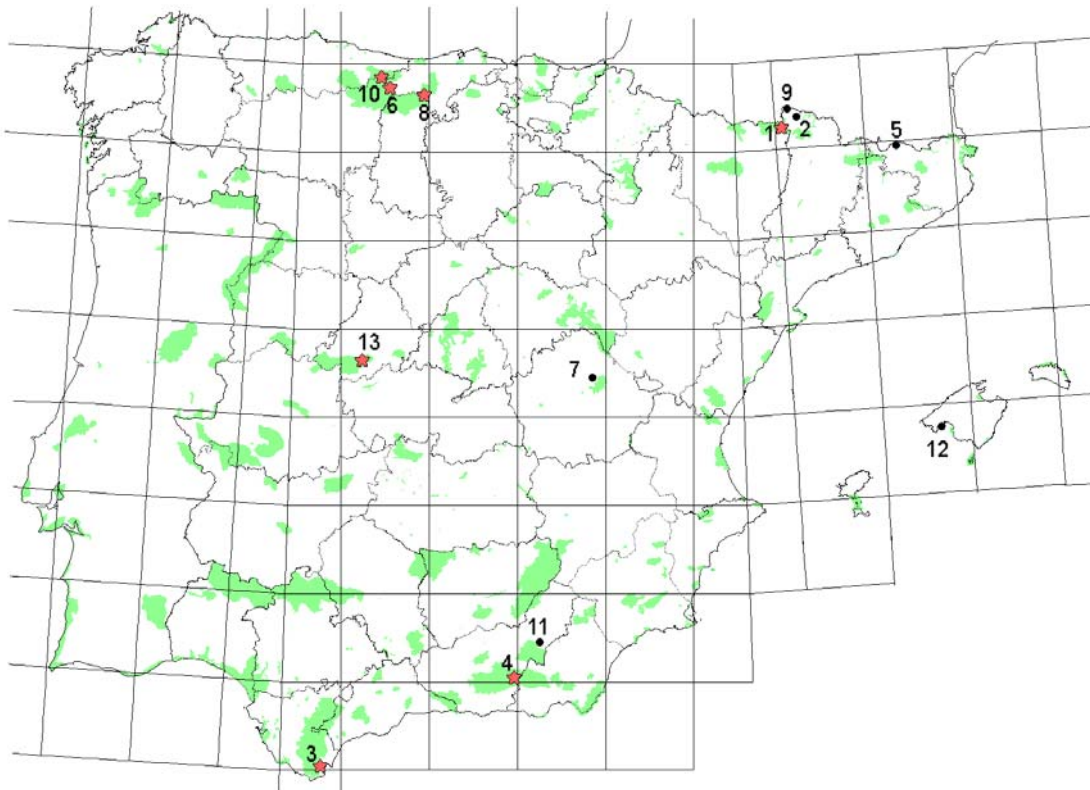


Figura 13. Selección de áreas prioritarias para las especies de mariposas ibero-baleares consideradas raras por su presencia en menos de 37 cuadrículas UTM de 10 km de lado, realizada de forma automática con WORLDMAP. Se presentan, de forma jerárquica, las 13 cuadrículas que, en conjunto, contienen la totalidad de especies de mariposas raras en el área de estudio. En verde se representa la red de espacios protegidos. Las estrellas rojas indican la coincidencia entre esta y las cuadrículas seleccionadas por el programa. Los círculos negros indican los huecos donde no coincide la selección con la red de espacios.

Especies encontradas en los diferentes espacios protegidos

Se analizaron las especies que sólo se encontraban en uno o dos espacios protegidos de todas las figuras consideradas (Tabla 11), y se comprobó cuáles eran los espacios protegidos más relevantes según el número de especies albergadas, considerando aquéllos que tienen más del 50% de las especies de mariposas diurnas (Tabla 12).

Análisis con más de una presencia por especie

En el análisis de huecos que exigía la presencia de más de una cuadrícula por especie, se observó que el número de presencias y el número de cuadrículas necesarias para cubrirlas seguía una estrecha relación ($R^2= 0.999$, $p<0,0001$, $y= 15,77x - 3,24$; Tabla 13).

Considerando dos presencias por especie 30 cuadrículas son seleccionadas, la primera de las cuales corresponde a Algeciras (Cádiz) y la segunda a Benasque (Huesca).

Especies	Nombre Espacio Protegido	Tipo de Figura
<i>A. jesous</i>	Los Alcornocales	Parque Natural
<i>A. zullich</i>	Sierra Nevada	Parque Nacional
<i>E. pandrose</i>	Cadí-Moixeró	Parque Natural
<i>P. golgus</i>	Sierra Nevada	Parque Nacional
<i>P. sidae</i>	Sierra de Gredos	Parque Regional
<i>B. borbonica</i>	Els Ports	Parque Natural
	Los Alcornocales	Parque Natural
<i>L. achine</i>	Monte Santiago	Monumento Natural
	Picos de Europa	Parque Nacional
<i>L. helle</i>	Posets-Maladeta	Parque Natural
	Saja-Besaya	Parque Natural

Tabla 11. Especies que se encuentran en sólo uno o dos espacios protegidos de todas las figuras de protección consideradas en la Península Ibérica e islas Baleares, aunque se puedan encontrar en otros lugares.

Nombre Figura	Número de especies	%
Ordesa y Monte Perdido	160	71.7
Posets-Maladeta	159	71.3
Parque Regional de los Picos de Europa	152	68.2
Parque Nacional de los Picos de Europa	148	66.4
Massis del Montseny	144	64.6
Cadí-Moixeró	144	64.6
La Sierra y Cañones de Guara	138	61.9
Fuentes Carrionas y Fuente Cobre	137	61.4
Moncayo	132	59.2
Urbasa y Andía	132	59.2
Cuenca Alta del Manzanares	130	58.3
Zona Volcánica de la Garrotxa	129	57.8
Gorbeia	126	56.5
Sierra de Cebollera	125	56.1
Sierras de Cazorla, Segura y las Villas	122	54.7
Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara	121	54.3
Sierra Nevada	120	53.8
Alto Tajo	119	53.4

Tabla 12. Número de especies de mariposas que presentan los espacios protegidos de mayor riqueza en la Península Ibérica e islas Baleares. El porcentaje indica las especies que están presentes en el espacio protegido respecto al número total de especies de mariposas diurnas del área de estudio (223).

Presencias	Nº Cuadrículas	Presencias	Nº Cuadrículas
1	16	10	150
2	30	15	229
3	45	20	311
4	61	25	389
5	76	30	473
6	91	35	554
7	106	40	633
8	123	45	706
9	137	50	780

Tabla 13. Número de cuadrículas UTM de 10 km de lado seleccionadas al considerar un número ascendente de presencias de cada una de las 223 especies de mariposas diurnas. Para conservar al menos a cada especie en dos lugares diferentes se necesitarían 30 cuadrículas, aunque *Azanus jesus* sólo se ha citado de una cuadrícula de 10 km de lado.

Cuadrículas seleccionadas por los diferentes análisis

A la vista de los resultados obtenidos, se seleccionaron 18 cuadrículas no incluidas en la actual red de espacios protegidos y de interés para la conservación de las especies de mariposas (Figura 14), así como nueve cuadrículas adicionales relevantes por las especies de mariposas que albergaban (Tabla 14).

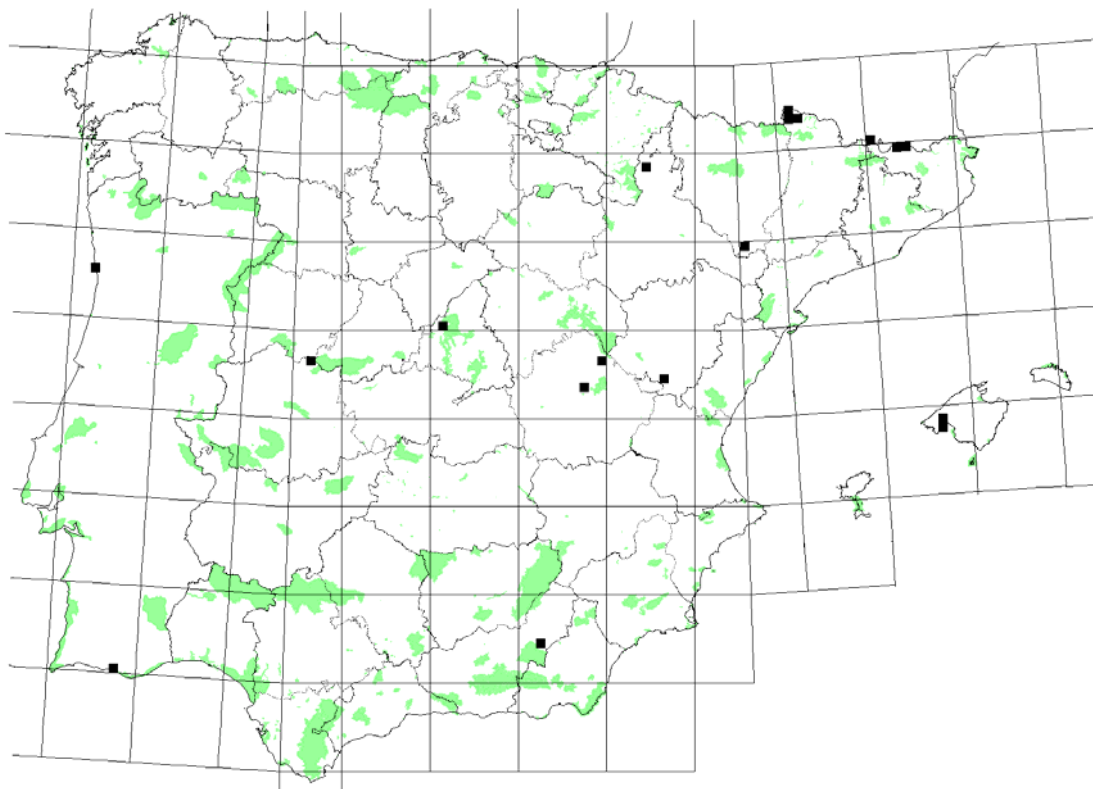


Figura 14. Selección de las 18 cuadrículas que actualmente se encuentran fuera de la red de espacios protegidos y se consideran importantes para la conservación de las especies de mariposas diurnas a la luz de los resultados obtenidos en los diferentes análisis. En verde se representa la red de espacios protegidos. Los cuadrados negros indican las cuadrículas seleccionadas.

Cuadrícula	Localidad	Especie	Análisis
30SWG24 31TBF59	Hoya de Baza (Granada) Los Monegros (Huesca)	<i>Euchloe charlonia</i> (NT y rara)	<u>Sp. excluidas</u> , amen. y raras; todas sp. y NMS con amen. y raras
30TWK73 30TWK96	Cuenca Serranía de Cuenca	<i>Pyrgus cinarae</i> (VU y rara), <i>Erebia epistygne</i> (LC) y <i>Chazara prieuri</i> (VU)	<u>Sp. excluidas</u> , amen., raras, todas sp., manual, NMS con todas sp., amen. y raras
30TXM48 31TCH14	Sadaba (Zaragoza) Les (Lérida)	<i>Satyrrium pruni</i> (rara)	<u>Sp. excluidas</u> , raras, manual y NMS con raras y todas sp.
31TDG49 31TDG39	Setcases (Gerona) Nuria (Gerona)	<i>Boloria napaea</i> (rara)	<u>Sp. excluidas</u> , raras, todas sp., y NMS con todas sp. y raras
31SDD67 31SDD68 31SDD79*	Cas Catalá (Mallorca) Son Espanyolet (Mallorca) Bunyola (Mallorca)	<i>Gegenes pumilio</i> (rara)	<u>Sp. excluidas</u> , raras, todas sp., manual; NMS con todas sp.
31TCH23	Salardú (Lérida)	107 especies (Ver Tabla 7)	Manual (<u>fuera ENP, LICs y ZEPAs</u>)
31TDH00	Meranges (Gerona)	23 especies (Ver Tabla 7)	Manual (<u>fuera ENP, LICs y ZEPAs</u>)
29TNF25	Porto (Douro Litoral, Portugal)	<i>Pseudophilotes panoptes</i> (endem.)	Manual, todas sp. (<u>fuera ENP, LICs y ZEPAs</u>)
29SNB70	Faro (Algarve, Portugal)	<i>Melitaea aetherie</i> (NT) y <i>Carchadorus tripolinus</i> (rara)	Manual, todas sp., NMS con todas sp. (<u>fuera ENP, LICs y ZEPAs</u>)
29SMC89*	Cacém (Estremadura, Portugal)	<i>Melitaea aetherie</i> (NT)	NMS amenazadas
31TCH13	Viella (Lérida)	139 especies	Todas sp., manual, NMS con todas sp. (<u>fuera ENP</u>)
30TTK66	La Garganta (Cáceres)	<i>Pyrgus sidae</i> (VU y rara) y <i>Lycaena bleusei</i> (endem.)	Todas sp., manual (<u>fuera ENP</u>)
30TTK67*	Béjar (Salamanca)	<i>Pyrgus sidae</i> (VU y rara)	NMS con raras y amen.
30TXM03*	Sierra del Moncayo (Zaragoza)	<i>Lycaena bleusei</i> (endem.)	NMS con endémicas
30TXK64	Sierra de Javalambre (Teruel)	<i>Erebia zapateri</i> (endem. y rara) <i>Plebejus hespericus</i> (VU y endem.) <i>Polyommatus fabressei</i> (endem.) <i>Polyommatus nivescens</i> (endem.) <i>Pseudophilotes panoptes</i> (endem.)	<u>Endémicas</u>
30TVL10	Navacerrada (Madrid)	<i>Aricia morronensis</i> (endem.) <i>Lycaena bleusei</i> (endem.) <i>Polyommatus nivescens</i> (endem.) <i>Pseudophilotes panoptes</i> (endem.)	<u>Endémicas</u>
30TUP41*	Nueva (Asturias)	<i>Maculinea alcon</i>	NMS con todas sp.
30TVN36*	Puerto del Escudo (Burgos)	<i>Polyommatus fulgens</i> (endem. y rara)	NMS con endémicas
30TWN14*	Nanclares de la Oca (Álava)	<i>Callophrys avis</i>	NMS con todas sp.
30TYN04*	Candanchú (Huesca)	<i>Erebia gorgone</i> (endem.) <i>Erebia lefebvrei</i> (endem.) <i>Erebia sthennyo</i> (endem. y rara)	NMS con endémicas
31TCH81*	Encamp Cortals (Andorra)	<i>Aricia nicias</i> (rara) <i>Boloria eunomia</i> (rara)	NMS con raras

Tabla 14. Selección de cuadrículas importantes para la conservación de las mariposas obtenidas a partir de los resultados de todos los análisis de selecciones de áreas basados en riqueza realizados con el programa WORLDMAP, y que no se encuentran dentro de la red de espacios protegidos existente (ENP). Con un asterisco (*) se marcan las cuadrículas consideradas como cuadrículas alternativas a las propuestas, obtenidas con el programa WORLDMAP mediante la selección de áreas basada en rareza (*Near Minimum Area Set*, NMS). Se muestran las localidades y las especies por las que esas cuadrículas son elegidas en la selección de áreas, así como los análisis (selecciones de áreas basadas en: especies (sp.) excluidas de los espacios protegidos, amenazadas (amen.), endemismos (endem.) o raras, selección manual, automática, ver texto) en los que resultan estas cuadrículas. VU: vulnerable, NT: casi amenazada, LC: preocupación menor. Se considera el criterio laxo de rareza salvo que se indique lo contrario. Se subraya el análisis más relevante a la hora de establecer prioridades de cara a su conservación.

DISCUSIÓN

Riqueza de especies y distribución de los espacios protegidos ibero-baleares

Las 223 especies consideradas para este estudio presentan diferencias en su estatus de conservación actual, abundancia y distribución en la Península Ibérica y Baleares (especies comunes, endémicas, amenazadas y especies raras presentes en pocas cuadrículas en la Península). A nivel general, las zonas más ricas en cuanto a número de especies son el Pirineo Central, la Cordillera Cantábrica, el Sistema Central, Sierra Nevada y la Sierra de Alcaraz (Sierras Béticas) en España y la sierra de Gerês en Portugal (Figuras 2 y 3), zonas que ya habían demostrado tener gran riqueza de especies en anteriores estudios tanto de mariposas (García-Barros *et al.*, 2000) como de otras especies (Castro *et al.*, 1996; Lobo & Araújo, 2003; Rey Benayas & de la Montaña, 2003; Rey Benayas *et al.*, 2006). Se puede apreciar un mayor conocimiento de la distribución de las especies de mariposas en Extremadura, revelando valores más altos de diversidad que en estudios previos. Pirineos es un sitio típico de muestreos lepidopterológicos debido en gran parte al amplio conocimiento de su riqueza en especies (García-Barros & Munguira, 1999). Del mismo modo, Sierra Nevada es otra de las zonas a resaltar por su diversidad de especies y el número de especies amenazadas y endémicas que posee (Carrión & Munguira, 2002; Munguira *et al.*, 2003). La existencia de un gradiente altitudinal influye en la diversidad de mariposas presentes en un área concreta (Martín & Gurrea, 1990), de ahí la tendencia a encontrar una mayor diversidad en zonas montañosas (Figura 2). Por tanto, el hecho de que una mayoría de los espacios protegidos coincidan con áreas montañosas, donde la diversidad de mariposas es más elevada, favorece su conservación. Esto sucede por ejemplo en Andalucía, Pirineos, la Cordillera Cantábrica, parte del Sistema Central salvo en Madrid y las montañas de la zona norte y centro de Portugal.

La riqueza de las especies amenazadas, endémicas y raras, sigue siempre un mismo patrón: Pirineos y Sierra Nevada presentan los máximos valores, apareciendo a continuación la Cordillera Cantábrica y el Sur del Sistema Ibérico. En el caso de los endemismos se perfila también claramente gran parte del Sistema Central. Este patrón de distribución geográfica es equiparable al obtenido con plantas vasculares endémicas (Castro *et al.*, 1996) y con mariposas endémicas utilizando cuadrículas de 100 km de lado (Martín *et al.*, 2000), lo que no es del todo sorprendente, ya que en el caso de las mariposas, el número de endemismos se encuentra correlacionado positivamente con el número total de especies (García-Barros *et al.*, 2000).

El porcentaje de cuadrículas definidas como áreas relevantes por contener al menos una parte de espacio protegido no es demasiado elevado (varía del 11,2% al 20% en el mejor de los casos). El 20% supera el 15% considerado como porcentaje objetivo de proporción de tierra preservada para la conservación de la naturaleza en la Unión Europea (79/409/ECC Bird Directive y 92/43/ECC Habitat Directive) (European commission, 1996; Rey Benayas & de la Montaña, 2003), mientras que el 11% es insuficiente. Por otra parte, el uso de cuadrículas de 10 km de lado puede estar distorsionando este porcentaje, elevando su valor con respecto al porcentaje real de territorio protegido (8,5%). No obstante, se ha sugerido que no es apropiado señalar un porcentaje universal de proporción de tierra preservada para la conservación, sino que este porcentaje debe depender de la composición faunística del territorio en cuestión (Rodrigues & Gaston, 2001).

Selección de áreas prioritarias

El análisis de huecos es una herramienta eficiente que se puede utilizar como primer paso hacia el establecimiento de áreas prioritarias con posibles fines conservacionistas (Scott *et al.*, 1993). Las áreas identificadas como importantes por este procedimiento deben ser examinadas más detenidamente debido a la fauna relevante que poseen y por tanto, a la necesidad de preservarlas.

Asumiendo que la persistencia de una especie en una cuadrícula de 10 km de lado garantiza su conservación en la Península Ibérica y Baleares (área de estudio), el mínimo número de sitios imprescindibles en el que todas las especies se encontrarían representadas, sería 16 cuadrículas (Figura 4 y Tabla 4). Es un número reducido (0,25% del total de cuadrículas del área de estudio), lo que le permite ser factible a la hora de una propuesta de conservación, debido a su menor coste al no necesitar proteger muchas áreas. En otros grupos taxonómicos, por ejemplo la avifauna, se consigue proteger a la totalidad de especies españolas (252) con 13 cuadrículas de 50 km de lado (Carrascal & Lobo, 2003), pero prestando atención a la diferencia de escala y de territorio. La disposición de las áreas a proteger tanto en aves como en mariposas es bastante similar, ya que se localizan principalmente por los bordes de la Península (Carrascal & Lobo, 2003), aunque en el caso de las mariposas siempre aparece seleccionada alguna cuadrícula en el Sistema Central. Del mismo modo, cinco cuadrículas de 50 km de lado protegerían todos los anfibios de la Península y nueve todos los reptiles (Lobo & Araújo, 2003). En Portugal 27 cuadrículas de 10 km de lado representarían la totalidad de su fauna herpetológica y de plantas inferiores (Araújo, 1999). Los puntos obtenidos en esta selección de áreas complementarias basada en riqueza de especies de mariposas se encuentran repartidos por la

Península Ibérica, pero aparecen concentrados en áreas que presentan una mayor diversidad o mayor cantidad de especies endémicas, como son los Pirineos, la cordillera Cantábrica y el Sistema Ibérico (Figura 4). También aparecen dos en Portugal, en el Sur de Andalucía y en Baleares.

La selección manual resultó en un mismo número de áreas a proteger, compartiendo las mismas siete primeras cuadrículas seleccionadas por la selección automática. Sin embargo, propone una nueva cuadrícula que no se encuentra dentro de la red de espacios protegidos (31TCH14, correspondiente a Les), que cuenta con 115 especies de mariposas y sustituye a la cuadrícula en Reinosa (elegida en la selección automática, protegida y con 52 especies). De modo que aunque las dos selecciones realizadas con este programa (automática y manual) son parecidas, se pueden hacer dos valoraciones: 1) a la hora de una propuesta de gestión de conservación, la propuesta será más eficiente cuantas menos cuadrículas se pida proteger (las probabilidades de éxito serán mayores), por lo que en este caso se valora más la selección automática (aun cuando no se contemple la posibilidad de proteger un espacio con gran diversidad, pero que por otra parte, sólo está añadiendo una especie nueva al inventario). 2) Por otro lado, parece razonable pensar en la cuadrícula 31TCH14 como una buena candidata a proteger, ya que se estaría preservando una gran diversidad de fauna. Por eso, para una propuesta concreta de conservación en la que se quieran proteger todas las especies de mariposas, es más valiosa la selección manual, ya que selecciona diez cuadrículas que no se encuentran en la red de espacios naturales protegidos y cinco cuadrículas que no se encuentran protegidos ni en la red ni en LICs ni en ZEPAs (Tabla 6). La selección automática sólo seleccionaba tres cuadrículas en esta situación, Tabla 4. Además, estas cuadrículas presentan especies de interés por tratarse de especies amenazadas, endémicas o raras (Tabla 7).

El porcentaje de coincidencia entre las áreas relevantes para la conservación de mariposas y la red de espacios protegidos varía por tanto entre el 38,8% de la selección manual y el 44,4% de la selección automática. Son números bastante similares a los obtenidos en España con otras especies, por ejemplo vertebrados (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) cuyo número oscilaba entre 44% y 62% (Rey Benayas & de la Montaña, 2003), o considerando sólo la herpetofauna con valores entre el 31% y 37% (de la Montaña & Rey Benayas, 2002).

Algunas cuadrículas han sido seleccionadas en los análisis por ciertas especies cuyas citas son dudosas, como *Azonus jesous* que no ha vuelto a ser avistada en el área de estudio, ya que es una especie inmigrante ocasional (Holmes, 2002). Sin embargo, la cuadrícula seleccionada en Algeciras (Cádiz) no sólo es interesante por

esta especie sino también por otras, de hecho añade ocho especies nuevas a la selección de áreas. Otra especie, como *Gegenes pumilio*, no se ha vuelto a encontrar en las islas Baleares (su área de distribución), cuya última cita publicada data de 1978 (Fernández Vidal, 1987), siendo también significativa a la hora de seleccionar determinadas cuadrículas.

Especies excluidas de los parques

Las cinco especies no representadas en la red de espacios protegidos difieren de las señaladas por Carrión & Munguira (2002). Hay coincidencias en especies como *E. charlonia*, *S. pruni*, y *P. cinarae* que este análisis sigue detectando. Sin embargo, ha habido una disminución en el número de mariposas citadas. Las razones pueden ser que este estudio abarca una mayor cantidad de espacios protegidos que los considerados en Carrión & Munguira (2002), al igual que una base de datos de presencia de especies más exhaustiva. Otra razón puede ser que se realizó con posterioridad a la publicación del Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú & Galante, 2006), de modo que se consideran menos especies amenazadas fuera de la red por estar mejor estudiado su estatus (disminuye el número de cinco a dos en este estudio).

Selección de áreas de especies amenazadas, endémicas y raras

Las áreas seleccionadas para albergar a todas las especies incluidas dentro de alguna categoría de amenaza, endémicas de la Península, o raras (con los dos criterios), presentaron un patrón muy similar, con puntos dispersos por la Península aunque ninguno de ellos en Portugal (Figuras 9, 11 y 13 respectivamente). En la selección de especies amenazadas y endémicas el primer lugar elegido es Sierra Nevada, del mismo modo que en las plantas vasculares (Castro *et al.*, 1996). Sin embargo, la selección de especies raras señala la primera cuadrícula en los Pirineos, al igual que ocurría con la selección de áreas complementarias basada en riqueza considerando todas las especies. El segundo lugar que se selecciona en todas estas especies se encuentra mayoritariamente en los Pirineos.

La selección de áreas de las especies amenazadas coincide a grandes rasgos con la propuesta de las áreas prioritarias de mariposas en Europa (Prime Butterfly Areas, PBAs), con la excepción de Portugal, donde aparecían cinco PBAs (van Swaay & Warren, 2006), mientras que el análisis aquí presentado no muestra áreas prioritarias en esta zona. También el número de cuadrículas seleccionadas en el análisis aquí presentado es menor (ocho frente a 21). Las cuadrículas prioritarias seleccionadas para las especies de mariposas amenazadas se distribuyen

principalmente siguiendo las cadenas montañosas. Esta distribución difiere de la de las cuadrículas prioritarias para especies amenazadas de otros grupos taxonómicos, como por ejemplo, los anfibios (concentrados en la costa norte de la Península e islas Baleares) y reptiles (costa Sur y Este) (Rey Benayas & de la Montaña, 2003; Razola *et al.*, 2006). Para las especies amenazadas de aves y mamíferos se concentran en el centro de la Península, sin presencia en la costa norte y no siendo abundantes en zonas montañosas (Rey Benayas & de la Montaña, 2003). Sólo el 34,5% de las cuadrículas de 10 km de lado en las que se distribuyen las especies de mariposas amenazadas coinciden con la red de espacios protegidos, porcentaje bastante similar de coincidencia cuando tenemos en cuenta otros organismos como los mamíferos (36%, Rey Benayas & de la Montaña, 2003).

Por otra parte, ya es conocido que las especies endémicas se concentran en zonas montañosas (Balleto, 1995; Martín *et al.*, 2000; García-Barros, 2003). De hecho, estudios previos realizados con cuadrículas UTM de 50 km de lado, muestran una distribución muy similar de las especies de mariposas endémicas a la aquí obtenida (García-Barros *et al.*, 2000), aunque se observa un incremento en zonas pirenaicas que en otros estudios (basados en cuadrículas de 100 km de lado) no se consideraron áreas relevantes de endemidad (Martín *et al.*, 2000). Asimismo, la distribución de las especies endémicas de mariposas muestra un patrón similar al de las especies de colémbolos endémicas, salvo en la zona de Sierra Nevada (Martín *et al.*, 2000). Con lo que no es de extrañar la distribución de las cuadrículas prioritarias para estas especies en regiones de montaña.

Las cuadrículas prioritarias para las especies raras siguen un patrón más similar al de otros grupos zoológicos (anfibios, reptiles, aves y mamíferos), con elevada presencia en los Pirineos y Cordillera Cantábrica (Rey Benayas & de la Montaña, 2003). En la selección de áreas realizada con estas especies las localidades que no se encuentran dentro de la red de espacios protegidos (Nuria, La Hoya de Baza, Cas Catalá, Salardú, Valdecabras, y Les) deberían tenerse en cuenta a la hora de realizar planes de conservación, ya que contienen una importante acumulación de especies raras y su protección es necesaria para preservar estas especies.

Un problema que no debería pasarse por alto es la diferencia existente entre el tamaño de las cuadrículas en el que se encuentran los datos de la red de espacios protegidos, y el de las cuadrículas de distribución de las especies, que suelen ser mayores en uno o varios órdenes de magnitud (Hopkinson *et al.*, 2000). Por ejemplo en Gran Bretaña se poseen datos de distribución de mariposas a 10 x 10 km (100 km²) mientras que los espacios protegidos se encuentran alrededor de los 10 km². En este país se ha comprobado que están desapareciendo un gran número de mariposas (van

Swaay & Warren, 1999), incluso de lugares protegidos, con lo que la red de espacios no está protegiendo efectivamente a especies de mariposas raras (Warren, 1993). En la Península no se ha apreciado de momento este efecto, pero sería importante tenerlo en consideración. También ha de tenerse en cuenta el hecho de que, a pesar de disponer de una gran cantidad de información sobre la distribución de las mariposas, sólo se poseen datos del 64,3% de las cuadrículas de 10 km de lado de la Península Ibérica e islas Baleares, y que de ellas sólo se encuentran bien estudiadas entre el 6,8% y 9,8% (en el mejor de los casos podrían estarlo un 17%, Romo & García-Barros, 2005; y Capítulo 2). Si bien, aunque este hecho puede afectar a las conclusiones de este trabajo, también es cierto que las áreas más ricas en especies aparecen en rasgos generales como bien muestreadas.

Análisis con más de una presencia por especie

A partir de la selección que considera dos presencias por especie, cada vez es más difícil encontrar citas de todas las especies en más de dos cuadrículas. De hecho, en este análisis sólo se ha considerado la presencia de *Azanus jesous* una vez, ya que su distribución se encuentra limitada a una sola cuadrícula UTM de 10 km de lado. Para obtener resultados mejores y más realistas en este análisis, se deberían eliminar las citas esporádicas de las especies no residentes.

Especies de particular interés en los espacios protegidos

Se han encontrado ocho especies que se encuentran sólo en una o dos de cualquiera de todas las figuras de protección consideradas (Tabla 11). Éstas se caracterizan por ser todas como mínimo especies raras: *Azanus jesous*, *Agriades zullichii* (EN y endémica), *Borbo borbonica*, *Erebia pandrose*, *Lopinga achine* (VU), *Lycaena helle* (EN), *Polyommatus golgus* (EN y endémica) y *Pyrgus sidae* (VU).

Los espacios protegidos que presentan mayor número de especies se concentran en los Pirineos y en la Cordillera Cantábrica, confirmando el efecto de preferencia altitudinal (Martín & Gurrea, 1990) (Tabla 12). Estos resultados coinciden con los espacios protegidos señalados en estudios precedentes como relevantes por presentar el mayor número de especies (Carrión & Munguira, 2001; 2002).

Cuadrículas seleccionadas por los diferentes análisis

Una red de espacios protegidos diseñada para albergar al menos de forma mínima la diversidad de vertebrados existente, no es necesariamente suficiente para albergar el resto de especies (como plantas o invertebrados con altos niveles de endemismo en algunas de sus especies: Araújo, 1999; Rodrigues & Gaston, 2001).

Pero, aunque los espacios protegidos de la Península Ibérica y Baleares no se crearon para proteger insectos, la situación es más favorable para las mariposas diurnas que para otros organismos, ya que la gran mayoría de ellas se encuentran en al menos uno de estos espacios. El porcentaje incluso ha aumentado con respecto a estudios anteriores (Carrión & Munguira, 2001) debido al incremento de los datos de distribución de este grupo (García-Barros *et al.*, 2004), pero no por ello se deben dejar de efectuar medidas para favorecer su conservación (Cowley *et al.*, 1999). Sin embargo, en otros organismos los resultados no son demasiado alentadores, como en el caso de las especies vegetales (Castro *et al.*, 1996; Araújo, 1999), donde con la misma metodología aquí usada (selección de áreas y análisis de huecos) se necesitarían añadir 97 nuevas cuadrículas de 10 km de lado para dar cobertura a todas las especies de plantas vasculares ibéricas (Castro *et al.*, 1996).

Todos los análisis (Figura 14 y Tabla 14) realizados para la conservación de la especie casi amenazada (NT) y rara *Euchloe charlonia*, señalan dos cuadrículas: la zona de la Hoya de Baza (30SWG24, en Granada) y Los Monegros (31TBF59, en Huesca). Ambas son zonas de carácter estepario donde se localizan sus poblaciones. La primera localidad resulta de la selección de áreas con las especies excluidas de los espacios protegidos, con las especies amenazadas, con las raras y con la complementariedad basada en rareza. Además, esta zona ha sido propuesta con anterioridad para la conservación de *E. charlonia* (Carrión & Munguira, 2002). La selección basada en riqueza con todas las especies y la basada en rareza para especies amenazadas y raras proponen Los Monegros para proteger esta misma especie. Por tanto, se recomienda también la consideración de este lugar por tratarse de una especie amenazada que solo se encuentra en las dos áreas citadas en toda Europa.

En el caso de las cuadrículas de Cas Catalá (31SDD67) y Son Espanyolet (31SDD68) seleccionadas por *Gegenes pumilio*, habría que revisar más exhaustivamente la distribución de la especie, ya que las citas que se poseen son antiguas y de poblaciones aisladas. Se recomendaría un estudio previo de la extensión de las poblaciones y la confirmación del estatus de la especie.

La cuadrícula 31TDH00 entraña el problema de la localización de sus dos terceras partes en Francia, proviniendo de allí la mayoría de las citas de *Lycaena helle*. Sin embargo las otras 26 especies que alberga se encuentran en Gerona.

Por último, Viella (31TCH13) es uno de los dos lugares con mayor número de especies de la Península (139), no se encuentra en ningún espacio protegido y aparece en tercera posición en la selección de áreas.

Habrá que revisar periódicamente el progreso de esta nueva propuesta así como añadir otras zonas prioritarias si se hace necesario. Además se deberá velar por la seguridad de los sitios ya conservados y evitar en la medida de lo posible la destrucción o perturbación de áreas ya protegidas (Pyle *et al.*, 1981). En caso de no poder conservar todas las áreas propuestas, se deberá dar prioridad a aquellas seleccionadas en las primeras posiciones en las selecciones de áreas de cualquiera de los análisis.

La riqueza de especies ha sido usada como criterio de selección de áreas a conservar, aunque algunos autores no lo consideran el criterio más eficaz, al menos con la información de la que disponían o con el grupo taxonómico que ellos trataban (Viejo *et al.*, 1989; Williams *et al.*, 1996; Araújo, 1999; Balmford & Gaston, 1999; Reyers *et al.*, 2000; de la Montaña & Rey Benayas, 2002; Méndez, 2003; Rey Benayas *et al.*, 2006). Por otra parte, aunque las especies amenazadas y endémicas suelen ser objetivos importantes a la hora de tener en cuenta una propuesta de conservación, una selección de espacios protegidos realizada solamente a partir de estas especies, no garantiza la representación de la totalidad de especies (Bonn *et al.*, 2002). Por otro lado, los resultados muestran que los lugares más ricos generalmente poseían también la mayor cantidad de especies amenazadas y endémicas, conclusión que ha sido verificada en estudios anteriores (Williams *et al.*, 1996; Cofré & Marquet, 1999; Bonn *et al.*, 2002). Por tanto, una selección basada en riqueza de especies con un método de complementariedad entre áreas puede considerarse una razonable aproximación preliminar, y de hecho, este trabajo es útil para ayudar a identificar lugares prioritarios de cara a su conservación. Aun siendo el primer estudio basado en selección de áreas por complementariedad de mariposas en la Península Ibérica e islas Baleares, podría ciertamente mejorarse con técnicas más complejas como, por ejemplo, la programación lineal, que permite asignar individualmente a cada especie un valor específico de conservación, y poder encontrar así el diseño óptimo de una red de reservas (Rodrigues & Gaston, 2002b; Carrascal & Lobo, 2003), permitiendo elaborar entre todos los métodos selecciones más realistas.

Con otros grupos taxonómicos, las selecciones de complementariedad basadas en la rareza (NMS) son más efectivas (Csuti *et al.*, 1997), pero en el caso de las mariposas diurnas las selecciones basadas en la riqueza proporcionan una buena información de las cuadrículas que representan la totalidad de la fauna. Las selecciones basadas en rareza muestran una tendencia a agrupar las cuadrículas seleccionadas en áreas concretas, mientras que la basada en riqueza presenta una selección más ampliamente distribuida por la Península, siendo preferible esta última además de por razones políticas, cuando se considera la minimización del riesgo de

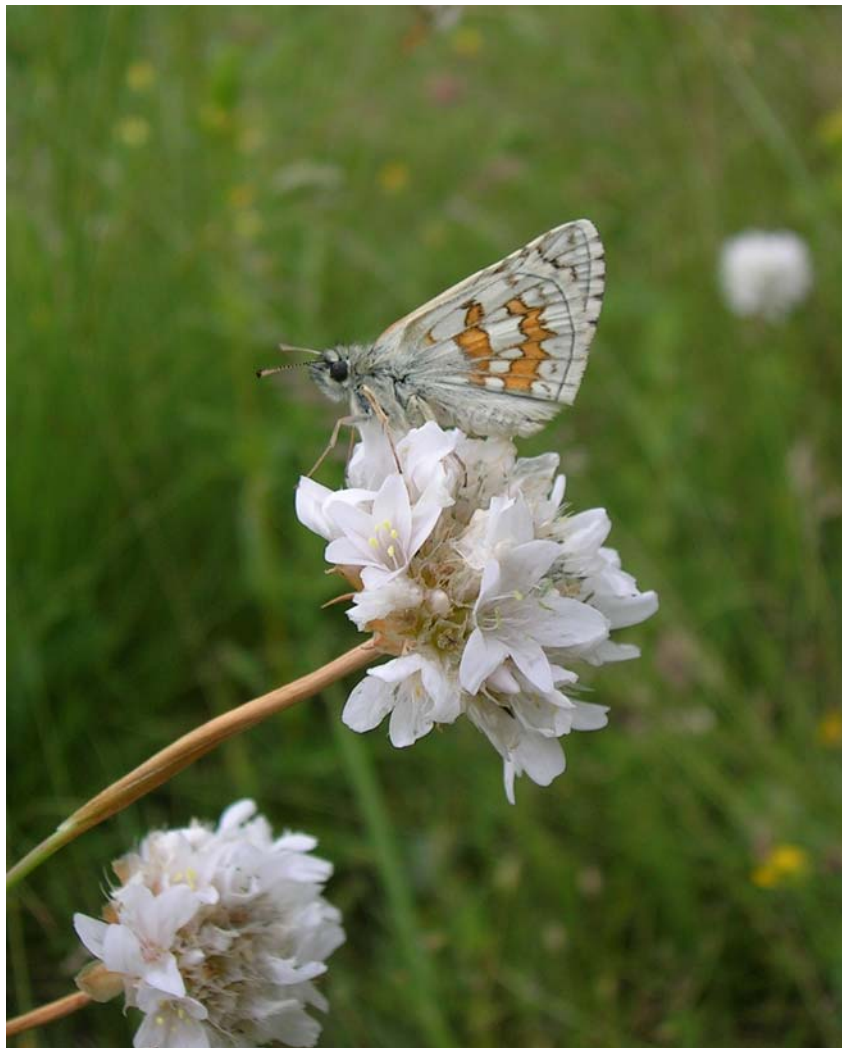
extinción, ya que al estar las cuadrículas dispersas son menos vulnerables a cualquier impacto. En algunas ocasiones podría considerarse más acertada la elección propuesta por la selección basada en la rareza, ya que selecciona una cuadrícula que no está protegida, mientras que para el mismo caso la selección basada en riqueza seleccionó una cuadrícula ya protegida, por eso se han considerado todas estas cuadrículas como alternativas y adicionales al análisis realizado.

Las selecciones aleatorias, en todos los casos, presentan el menor porcentaje de especies representadas sobre el total, lo que indica que las selecciones de áreas complementarias realizadas, así como la cobertura que ofrece la red existente actual a las especies de mariposas, son mejores estrategias de cara a la conservación. Los puntos calientes de riqueza y rareza además de no presentar en general porcentajes muy elevados de representación de especies, suelen concentrar las cuadrículas seleccionadas solamente en los Pirineos y Sierra Nevada, y en pocas ocasiones en el Sistema Ibérico o Central, no siendo una buena estrategia con fines conservacionistas poner todos los esfuerzos en un mismo área si son posibles otras soluciones.

De acuerdo con la información disponible, el grado de cobertura que la red de espacios protegidos de España y Portugal ofrece a la fauna de mariposas es aparentemente bueno, al menos en comparación con países de nuestro inmediato entorno geográfico. Las comparaciones de extinciones de mariposas con el resto de Europa (Konvicka *et al.*, 2006) y el número de especies amenazadas por país (van Swaay & Warren, 1999) parecen reflejar este hecho. Pero, aunque este estudio haya revelado un alto porcentaje de especies de mariposas dentro de la red de espacios protegidos y que unas pocas cuadrículas puedan albergar la totalidad de especies de mariposas (destacando que sólo se ha tenido en cuenta la presencia de cada especie en una sola cuadrícula), la protección de estos insectos en su totalidad en la Península Ibérica e islas Baleares no está garantizada. Así, este estudio resalta la necesidad de añadir nuevas áreas a la red de espacios protegidos existente y sugiere una primera aproximación a la complementación de esta red.

CAPÍTULO 7.

DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ESPECIES AMENAZADAS O RARAS



Parcialmente publicado en:

ROMO, H., GARCÍA-BARROS, E. & MUNGUIRA, M., 2006. Distribución potencial de trece especies de mariposas diurnas amenazadas o raras en el área ibero-balear (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **30**(3-4): 25-49.

Foto: *Pyrgus sidae* (Esper, 1782). Tomada por Helena Romo.

INTRODUCCIÓN

Conocer la distribución de las especies y su respuesta a los cambios ambientales es fundamental a la hora de planificar la conservación de las diferentes especies y la gestión del territorio. Este conocimiento es evidentemente escaso para muchos grupos de invertebrados, incluidos los artrópodos, en amplias zonas del territorio ibérico (Ramos *et al.*, 2001; 2002). Hasta en el caso de insectos reputadamente favorecidos por los entomólogos, como las mariposas diurnas, el grado de cobertura de los estudios faunísticos ibéricos, y su evolución en el tiempo, resultan desalentadoramente insuficientes (García-Barros & Munguira, 1999; Ramos *et al.*, 2001). Ante esta situación, es decir, una progresión lenta del trabajo taxonómico y faunístico, y una elevada tasa de modificación ambiental que puede implicar alto riesgo de extinción local, cabe recurrir a modelos predictivos para estimar la distribución potencial de las especies y así inferir o incluso prevenir las probables consecuencias del impacto medioambiental de la actividad humana (Carpenter *et al.*, 1993; Higgins *et al.*, 1999; Wittmann *et al.*, 2001; Hortal *et al.*, 2006; Jiménez-Valverde *et al.*, 2006; Lobo & Hortal, 2006; Nieves-Aldrey *et al.*, 2006).

La predicción de áreas de distribución geográfica a escala local es un asunto complejo. Requiere bases de datos detalladas sobre la incidencia, a escala suficientemente fina, de variables ambientales y antrópicas, y su variación en el tiempo, así como de datos fiables sobre la distribución geográfica de los taxones en estudio y del esfuerzo de muestreo en que se basan estos datos (por ejemplo: Peterson & Stockwell, 2002; Graham *et al.*, 2004; Stockwell, 2006). Sin embargo, se han propuesto diversos paquetes estadísticos integrados que permiten realizar este tipo de predicciones, bien usando conjuntos de datos de variables ambientales, bien criterios de posición y distancia, o ambos.

Algunas de las aplicaciones disponibles permiten predicciones relativamente rápidas y elaboradas. Pero, con frecuencia, presentan para el usuario una faceta de "caja negra", que dificulta evaluar la fiabilidad de los modelos y su relación concreta con las variables usadas. Las especies con distribución geográfica bien conocida ofrecen una oportunidad para poner a prueba algunos de estos paquetes, realizando una valoración intuitiva de los resultados que se apoye en la presencia o ausencia de especies notables (que hubieran sido citadas con seguridad por los colectores de haber sido encontradas) en puntos cuya densidad de estudio sea aproximadamente conocida. Dada la disponibilidad de una base de datos sobre la distribución ibero-balear de mariposas diurnas (García-Barros *et al.*, 2004), y de una estimación de la intensidad de esfuerzo faunístico a distintas escalas (Romo & García-Barros, 2005; Capítulo 2), sería pertinente un análisis pormenorizado de la distribución potencial de las mariposas diurnas en el

área de estudio. Sin embargo, la diversidad y complejidad de los métodos estadísticos disponibles para el tratamiento de variables climáticas y de distribución, el elevado número de especies tratadas, y la incertidumbre acerca del conocimiento exacto de distribución de las especies (así como la heterogeneidad del conocimiento de las especies y de su ecología) recomendaban una primera aproximación poco ambiciosa. Con esta idea, se proyectó abordar la predicción del área de distribución potencial de un número limitado de especies, pero revestidas de algún interés especial por su rareza o grado de amenaza, empleando dos paquetes estadísticos de fácil acceso y libre distribución: DOMAIN (una aplicación dentro del programa DIVA: Hijmans *et al.*, 2004) y Desktop GARP (Scachetti-Pereira, 2003).

DIVA permite dilucidar patrones genéticos, ecológicos y geográficos en la distribución de las especies. Facilita predecir si una especie se encuentra en un área en el que todavía no ha sido explorada, siendo útil para seleccionar y diseñar sitios a la hora de hacer una propuesta de conservación. Desktop GARP se utiliza en investigación ecológica para predecir y analizar las distribuciones de las especies poco conocidas. Permite determinar qué factores ambientales son más significativos o importantes que otros para una determinada especie.

De acuerdo con Carpenter *et al.* (1993), DOMAIN ha resultado ser una opción favorable frente a otras existentes aplicadas a predecir modelos para representar las distribuciones potenciales de plantas y animales con propósitos conservacionistas (como son BIOCLIM, HABITAT o CLIMEX), resultando ser el más consistente con la ecología conocida de las especies estudiadas y el más apropiado para el diseño de muestreos. Además admite variables categóricas, es poco sensible a los valores atípicos (*outliers*) y sesgos muestrales, y es relativamente conservador. Ha sido aplicado con anterioridad para realizar modelos sobre distribución de áreas y nichos con posibilidad de estar ocupados por determinadas especies, con datos de distribución de aves (Loiselle *et al.*, 2003) y con marsupiales (Carpenter *et al.*, 1993).

Desktop GARP (en comparación con otros algoritmos) ha demostrado ser apropiado para obtener predicciones fiables de distribución de especies usando colecciones pequeñas de datos, especialmente las de bases de datos de museos (Peterson & Stockwell, 2002; Stockwell & Peterson, 2002a; 2002b) y cuando se desea modelizar una gran cantidad de especies (Stockwell *et al.*, 2006). En el presente caso, estas condiciones se ajustan bien a las características de los datos usados aquí. Este programa también permite analizar combinaciones de datos continuos y categóricos (Stockwell & Noble, 1992). La experiencia parece indicar que GARP, como inconveniente, tiene una tendencia a exagerar los valores de ausencia que considera como presencias (error de comisión: falsos positivos, sobrepredicción), por lo que una

predicción fiable requiere un elevado número de iteraciones (Stockwell *et al.*, 2006). Pero por otra parte, ha demostrado predecir distribuciones potenciales de especies de manera satisfactoria en una gran variedad de situaciones. Se ha aplicado a datos de vertebrados terrestres y acuáticos (aves, peces, herpetofauna, mamíferos: Anderson *et al.*, 2003; Loiselle *et al.*, 2003; Peterson, 2003a; 2003b; Peterson & Holt, 2003; Raxworthy *et al.*, 2003; Martínez-Meyer *et al.*, 2004a; 2004b; García, 2006; Stockwell *et al.*, 2006); insectos (dípteros, lepidópteros: Peterson & Shaw, 2003; Soberón & Peterson, 2005); y plantas (Soberón *et al.*, 2001; Peterson, 2003) con resultados favorables.

En este capítulo se pretende 1- determinar la distribución potencial de una selección arbitraria de especies significativas de mariposas (raras, protegidas, que quedan fuera de los espacios naturales protegidos, apreciadas por los coleccionistas), con los dos métodos (DIVA y Desktop GARP), aplicados a la presencia de las especies en cuadrículas UTM de 10 km de lado en la Península Ibérica e islas Baleares, y comparar los resultados; 2- Valorar la información de las predicciones cruzándola con un criterio independiente basado en los mismos datos: la densidad de esfuerzo en las mismas unidades geográficas (Romo & García-Barros, 2005). El conjunto de resultados permite a) valorar la conveniencia de uno u otro método para casos similares, b) señalar cuadrículas que requieren prospección urgente, y c) sopesar nuestro grado actual de conocimiento del área de distribución de las especies seleccionadas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Selección de especies

Se seleccionaron 13 especies a partir de los datos de distribución empleados por García-Barros *et al.* (2004) actualizados para realizar un modelo de predicción de su distribución; de ellas 11 se encuentran en algún grado de amenaza (Verdú & Galante, 2006): *Pyrgus cinarae*, *P. sidae*, *Parnassius mnemosyne*, *P. apollo*, *Euchloe charlonia*, *Melitaea aetherie*, *Lopinga achine*, *Pseudochazara hippolyte*, *Chazara prieuri*, *Agriades zullichii* y *Maculinea nausithous*; y dos son especies raras excluidas de la red actual de espacios protegidos: *Boloria napaea* y *Satyrium pruni* (en Capítulo 6: criterio de rareza, grado de amenaza y detalles de la protección que ofrece la red de espacios protegidos). Las restantes especies que se encuentran en estas mismas categorías no fueron elegidas para este trabajo, debido a la escasez de datos disponibles o suficientemente fiables acerca de su distribución, o por presentar características ecológicas o distribuciones similares a alguna de las especies ya seleccionadas. Se intentó incluir

corotipos variados (especies montanas, esteparias, mediterráneas, etc.) y con variado nivel de rareza.

Datos ambientales

Se utilizaron mapas de variables ambientales a 1 x 1 km obtenidos de la base de datos Worldclim (<http://www.worldclim.org/>). La mayoría de las variables ambientales muestran un elevado grado de correlación entre ellas, y debido a que la inclusión de dos variables altamente colineales puede producir estimas imprecisas (Bagley *et al.*, 2001; Diniz-Filho *et al.*, 2003), se realizó un análisis previo de correlación para identificar las variables redundantes. De esta manera, se eligieron cinco variables para el análisis, cuyo promedio para cada una de las cuadrículas de 10 km de lado se referenció al centro de las mismas mediante el programa DIVA: 1-“máxima temperatura del mes más cálido”, 2-“temperatura media anual”, 3- “altitud” (MDT: modelo digital del terreno), 4- “precipitación anual (en mm)” y 5-“inclinación del terreno (en grados)”. La “máxima temperatura del mes más cálido” se incluyó como complementaria a la “temperatura media anual” debido a su efecto significativo en relación con la distribución de las mariposas en áreas cercanas del occidente europeo (Pollard, 1988). Ninguna variable con información geológica o referente al suelo fue seleccionada para el estudio, debido a que son variables muy heterogéneas, y al transformarlas a 10 x 10 km se perdía una gran cantidad de información, resultando poco significativas.

Estimación del número potencial de cuadrículas

Como criterio de validación se realizó una estimación, independiente de los programas de modelización, del tamaño (en número de cuadrículas) del área de distribución. El número de cuadrículas en las que podría encontrarse cada especie se estimó usando una matriz de presencias y ausencias de las 13 especies en las 4114 cuadrículas UTM de 10 x 10 km de las que se posee alguna cita de cualquier especie de las mismas superfamilias en el área de estudio. El cálculo del número de cuadrículas se realizó mediante los dos estimadores no paramétricos basados en incidencia ICE y Chao2, más adecuados a la naturaleza de nuestros datos (Chazdon *et al.*, 1998; Hortal *et al.*, 2006). No obstante, con propósito comparativo, se aplicaron igualmente otros estimadores: ACE, Chao1, Jackknife1, Jackknife2 y Bootstrap (por ejemplo: Hortal *et al.*, 2006). Al igual que con ICE y Chao2, éstos se calcularon mediante el programa EstimateS (Colwell, 2000), aleatorizando los datos 100 veces en cada cálculo. Se repitió la estimación mediante el método de Clench, un estimador asintótico, usando STATISTICA (StatSoft, 2004) para el cálculo de los parámetros “a” y “b” de esta ecuación (detalles y otras referencias en Soberón & Llorente (1993); Hortal & Lobo (2002); Lobo &

Martín-Piera (2002); Jiménez-Valverde & Hortal (2003); y en el Capítulo 2 de esta memoria).

Áreas de distribución potencial

DOMAIN calcula una matriz de distancias de Gower entre los puntos (esta medida de distancia permite combinar variables continuas y categóricas: Gower, 1971), usando sólo datos de presencia y un número limitado de variables ambientales, para cuantificar la similitud entre el sitio de interés donde se encuentra el organismo y las demás localidades. Para ello, se suma la distancia estandarizada entre los dos puntos para cada variable predictora, lo que produce un mapa de intervalos de confianza que se transforma en un mapa binario (indicando si la especie podría estar presente en ese lugar según el intervalo de confianza elegido (1) o su ausencia a ese intervalo (0)). Los valores de predicción representan por tanto la máxima similitud entre cada unidad de área y el conjunto de presencias de las especies. Estos valores no deben ser interpretados como predicciones de probabilidad de presencia, sino como una medida de clasificación de confianza. El usuario define el umbral o intervalo de confianza que determina la distribución, y ésta se representa según el valor de similitud estimado por el programa (otros detalles en Carpenter *et al.*, 1993). Los valores umbrales pueden ser seleccionados bien mediante un conocimiento exacto de la distribución de la especie investigada y de sus requerimientos ambientales, o bien mediante un determinado número de umbrales subjetivos para revelar de este modo tendencias relativas de la especie (Carpenter *et al.*, 1993). Subsiguientes muestreos en el campo en las zonas de distribución predichas ayudarán a redefinir los valores umbrales más adecuados para cada especie, mejorando de ese modo la exactitud de posteriores predicciones.

Desktop GARP mediante una serie de algoritmos (cuatro a lo sumo), busca repetidamente correlaciones significativas entre la presencia de la especie y las variables ambientales. Como no pueden especificarse ausencias conocidas (Fielding & Bell, 1997; Soberón & Peterson, 2005), genera pseudoausencias alejadas ambientalmente del área de distribución conocida de la especie, de modo que el modelo se aproximará a la distribución potencial que podría presentar la especie en caso de que no existiesen restricciones históricas, geográficas o de otro tipo. El programa aplica uno de los cuatro algoritmos y se evalúan los errores de omisión (falso negativo, infrapredicción) y comisión (falso positivo) del modelo resultante usando el conjunto de datos reservado para probar el modelo. En la siguiente iteración, el programa remuestrea los datos reales de nuevo de la misma manera, pero aplicando otro de los algoritmos. Este proceso es repetido hasta que no se pueda crear un modelo mejor, o se haya alcanzado el máximo número de iteraciones establecidas por el usuario. El mapa de predicción final contiene valores

binarios de presencias y ausencias predichas, y proporciona una probabilidad de presencia con valores que varían desde el 0 al 100%.

Se transformaron previamente las coordenadas UTM de la distribución conocida de las especies a coordenadas X e Y (en metros) para que pudieran ser reconocidas por el software utilizado.

El área de distribución potencial se calculó con los datos de cada especie y utilizando la aplicación DOMAIN del programa DIVA con la opción *True/False* (que implica que valores de corte por encima de un cierto valor definido por el usuario son considerados de forma binaria como lugares potenciales de presencia/ausencia). Se repitieron los análisis seleccionando diferentes intervalos de confianza entre 0,80 y 0,99 (según la especie), hasta obtener la distribución potencial con el número de cuadrículas más cercano al calculado mediante los estimadores de incidencia. No siempre se halló coincidencia exacta debido a que los estimadores trabajan con número de registros, sin tener en cuenta condiciones físico-climáticas, mientras que DOMAIN se basa en la predicción de cuadrículas que comparten características ambientales similares a las introducidas como distribución real de la especie. En tal caso se optó por la predicción de área más conservadora.

Las localidades propuestas dentro de las cuadrículas de 10 x 10 km predichas por DOMAIN son sólo orientativas, debido a que la precisión del estudio no es a 1 x 1 km, pero se eligieron estas localidades dentro de la cuadrícula de 10 km predicha de acuerdo a la altitud que presentan, resultando de este modo bastante probable que la especie se encuentre en sus cercanías.

Como segunda opción, se agruparon las variables climáticas seleccionadas mediante el programa Desktop GARP Dataset Manager (Scachetti-Pereira, 2003). Esta fuente de información, junto con los datos de presencia de las especies, se procesó con Desktop GARP. Se aplicaron los algoritmos *Atomic*, *Range*, *Negated Range* y *Logistic Regression* (Stockwell & Peters, 1999; Payne & Stockwell, 2003) y las opciones por defecto del programa (p. ej. límite de convergencia = 0,01, número máximo de iteraciones = 1000), salvo el número de réplicas que se estableció en 100. La mitad (50%) de los datos se usó como control (Fielding & Bell, 1997). Debido al remuestreo aleatorio de los datos, la generación de pseudoausencias y la secuencia aleatoria de aplicación de los algoritmos, las salidas de Desktop GARP son hipotéticas. Para resolver este problema, se ha intentado especificar un alto número de procesos, sumándolos finalmente mediante un sistema de información geográfico (DIVA), obteniendo un mapa en el que se encuentra resumida toda esa información y de este modo visualizar los mapas de distribución potencial de cada una de las 13 especies. Se activó la resolución de los 20 máximos mejores modelos por especie (Anderson *et al.*, 2003) con la opción *Best Subset*

Selection, para identificar el subconjunto de modelos en los que se repite el patrón de áreas de manera más estable. De esta manera se pierde interpretación probabilística, pero se evita tener que sumar para cada especie 1000 mapas, que serían los que proporcionarían esta información.

Combinación de áreas predichas, espacios protegidos y esfuerzo de muestreo

Los conjuntos de cuadrículas predichos para cada especie con DOMAIN se combinaron en una única matriz y se trazó un mapa de estas áreas con MapInfo (MapInfo, 1994). Se cruzó esta información con la estimación del nivel de estudio de las cuadrículas a la misma escala (10 x 10 km), tomando los niveles de esfuerzo basados en los mismos datos originales (Romo & García-Barros, 2005) para distinguir qué cuadrículas, de entre las que potencialmente albergan una o más de las especies tratadas, están o no suficientemente estudiadas (criterios intuitivos I y II, y recta de regresión a un nivel de estudio superior al 70%: Romo & García-Barros, op. cit. y Capítulo 2). Igualmente, se comparó la distribución de estos puntos con la red de espacios protegidos de la Península y Baleares: Ministerio de Medio Ambiente (www.mma.es); Europarc (www.europarc-es.org); Instituto da Conservação da Natureza (www.icn.pt), comprobando qué cuadrículas coincidían con las protegidas (aunque su porcentaje sea mínimo, Capítulo 6).

RESULTADOS

Estimación del número potencial de cuadrículas

El número de cuadrículas esperado para cada especie, de acuerdo con los estimadores basados en incidencia, abundancia, remuestreo y no paramétricos, se muestra en la Tabla 1. Los resultados de los diferentes métodos fueron ampliamente coincidentes (Tabla 2). Las estimaciones basadas en remuestreo (*Bootstrap*) no diferían sensiblemente de las obtenidas con los anteriores, y son comparativamente conservadoras; al contrario, la asíntota de la curva obtenida con los parámetros “a” y “b” de la ecuación de Clench tendía a sobrevalorar ligeramente el tamaño del área de distribución.

	ZUL	CHA	ACH	AET	NAU	HIP	CIN	SID	PRU	NAP	MNE	APO	PRI
ACE	7	9	7	105	36	26	9	5	19	16	48	367	66
ICE	8	8	9	106	33	25	9	5	20	28	51	397	74
Chao1	8	8	8	93	58	40	8	5	20	11	49	358	71
Chao2	7	8	9	93	58	28	9	5	18	26	50	396	75
Jackknife1	8	9	9	97	26	28	10	5	19	14	54	415	70
Jackknife2	10	8	12	111	34	31	10	5	22	19	56	452	84
Bootstrap	7	8	7	79	21	25	9	5	15	10	49	364	56
Clench	8	11	9	123	27	31	11	5	29	19	60	459	89
Observado	6	7	6	65	17	22	8	4	12	8	44	317	47

Tabla 1. Número de cuadrículas de 10 km de lado predichas mediante siete estimadores no paramétricos y uno asintótico (función de Clench), y número de cuadrículas en las que la presencia de cada especie está documentada (observado). ZUL: *Agriades zullichii*, CHA: *Euchloe charltonia*, ACH: *Lopinga achine*, AET: *Melitaea aetherie*, NAU: *Maculinea nausithous*, HIP: *Pseudochazara hippolyte*, CIN: *Pyrgus cinarae*, SID: *Pyrgus sidae*, PRU: *Satyrrium pruni*, NAP: *Boloria napaea*, MNE: *Parnassius mnemosyne*, APO: *Parnassius apollo*, PRI: *Chazara prieuri*. Se resaltan en negrita los estimadores seleccionados (ICE y Chao2).

	ICE	Chao1	Chao2	Jackknife1	Jackknife2	Bootstrap	Clench	Observado
ACE	0,999	0,996	0,997	0,998	0,999	0,997	0,999	0,996
ICE		0,994	0,997	0,999	0,999	0,997	0,999	0,996
Chao1			0,998	0,994	0,995	0,993	0,993	0,992
Chao2				0,996	0,997	0,995	0,995	0,994
Jackknife1					0,999	0,999	0,999	0,999
Jackknife2						0,999	0,999	0,998
Bootstrap							0,998	0,999
Clench								0,997

Tabla 2. Relación entre el tamaño de las distribuciones de las especies (número de cuadrículas de 10 km de lado) estimadas mediante diferentes estimadores estadísticos, y entre estas y la distribución observada. Los valores son coeficientes de correlación de *Pearson* obtenidos de la comparación de los pares de variables ($p < 0,001$ para todos los valores de r).

Áreas de distribución potencial

Se seleccionaron los intervalos de confianza del programa DOMAIN que más se aproximaban a esta distribución estimada, de la manera más conservadora. En algunos casos (en aquellos en que se citan expresamente intervalos de confianza más amplios) se ampliaron los intervalos de confianza para dilucidar posibles patrones de distribución.

Los modelos de distribución de cada especie obtenidos con los dos programas se resumen a continuación (Figuras 1-26).

1. *Agriades zullichii*

La distribución predicha mediante DOMAIN se ajustó a la restringida distribución real de esta especie, sólo citada de puntos por encima de 2.400 m de altitud en Sierra

Nevada (intervalo de confianza de 0,93 a 0,82, Figura 1a). Si se ampliaba el intervalo de confianza (de 0,82 a 0,70) la distribución incluía la Sierra de los Filabres, cercana a Sierra Nevada pero de menor altitud (Figura 1b).

Desktop GARP añadió, a todas las cuadrículas que predecía DOMAIN en Sierra Nevada, puntos en los Pirineos, el Sistema Ibérico y los Picos de Europa, de donde esta especie nunca ha sido citada (Figura 2).

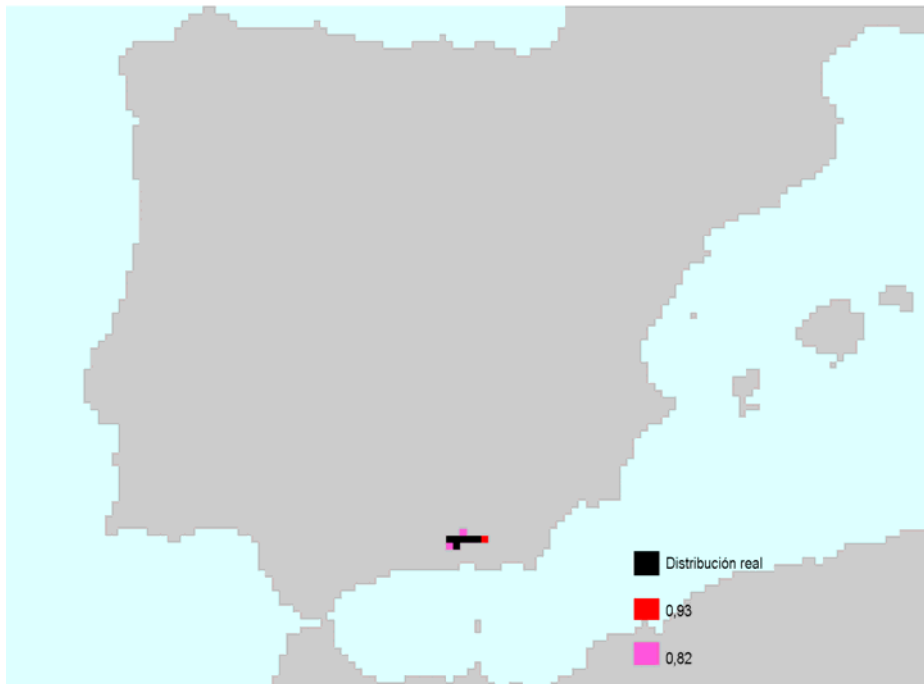


Figura 1a. Modelo predictivo de la distribución de *Agriades zullichi* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presenta la primera cuadrícula en la que es más probable que se encuentre esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,93). En rosa se representan otras cuadrículas probables con un menor nivel de exigencia (0,82).

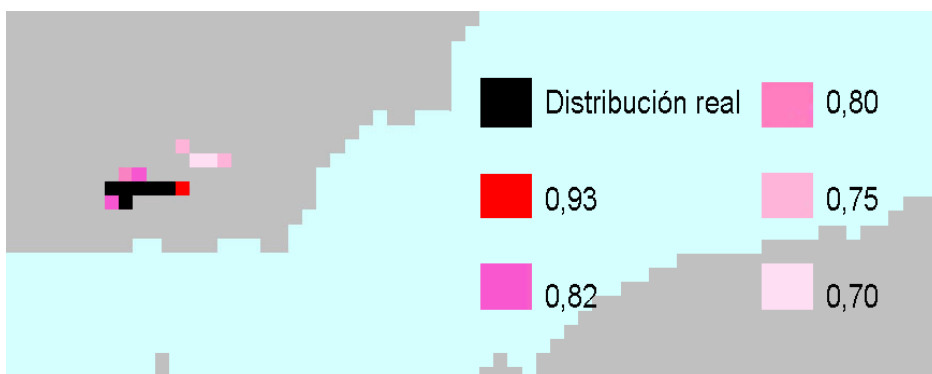


Figura 1b. Detalle del modelo predictivo de la distribución de *Agriades zullichi* en la Península Ibérica mediante la aplicación del programa DOMAIN ampliando los intervalos de confianza hasta un nivel de 0,70.

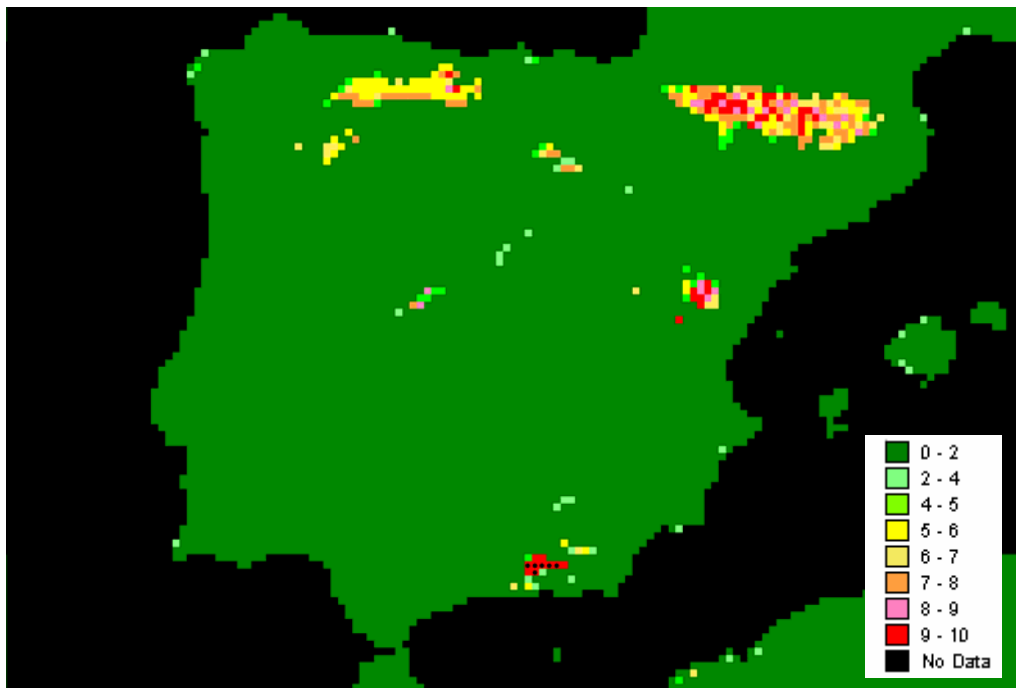


Figura 2. Modelo predictivo de la distribución de *Agriades zullichii* en el área de estudio mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 13,75- 221,32; $p < 0,001$)

2. *Boloria napaea*

DOMAIN amplió su área de distribución conocida (Pirineos: Figura 3) (intervalo de confianza de 0,95 a 0,92).

Desktop GARP la predijo, además, en el Sistema Cantábrico, Sierra Nevada y la Sierra de Gúdar, de donde no había sido citada (Figura 4).

3. *Chazara prieuri*

DOMAIN predijo varios puntos del norte de Valladolid y Zamora, y en Madrid, Cuenca y Zaragoza (intervalo de confianza: 0,99, Figura 5, color rojo). Si se aumentaba el intervalo de confianza (de 0,99 a 0,98) la predicción se ampliaba por estas zonas de forma más visible que en los alrededores de las citas observadas en la mitad meridional de la Península (Figura 5).

Desktop GARP pronosticó una amplia distribución ibérica: toda la mitad interior septentrional de la Península (meseta Norte) hasta Albacete, en los montes de Toledo, en el Sistema Prebético y Penibético y en la Sierra de Aracena y Picos de Aroche (Figura 6).

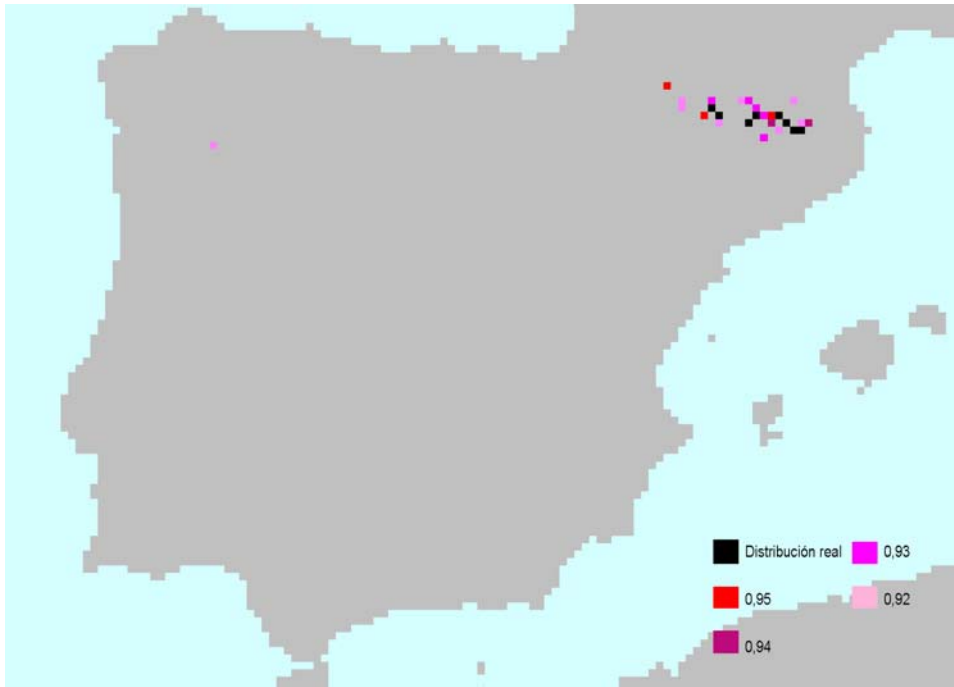


Figura 3. Modelo predictivo de la distribución de *Boloria napaea* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presentan las primeras cuadrículas en las que es más probable que se encuentre esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,95). En diferentes tonos de rosa se representan otras cuadrículas probables cuando se disminuyen los niveles de exigencia hasta 0,92 (tonos más claros, menor intervalo de confianza).



Figura 4. Modelo predictivo de la distribución de *Boloria napaea* en el área de estudio mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 55,50-574,11; $p < 0,001$).

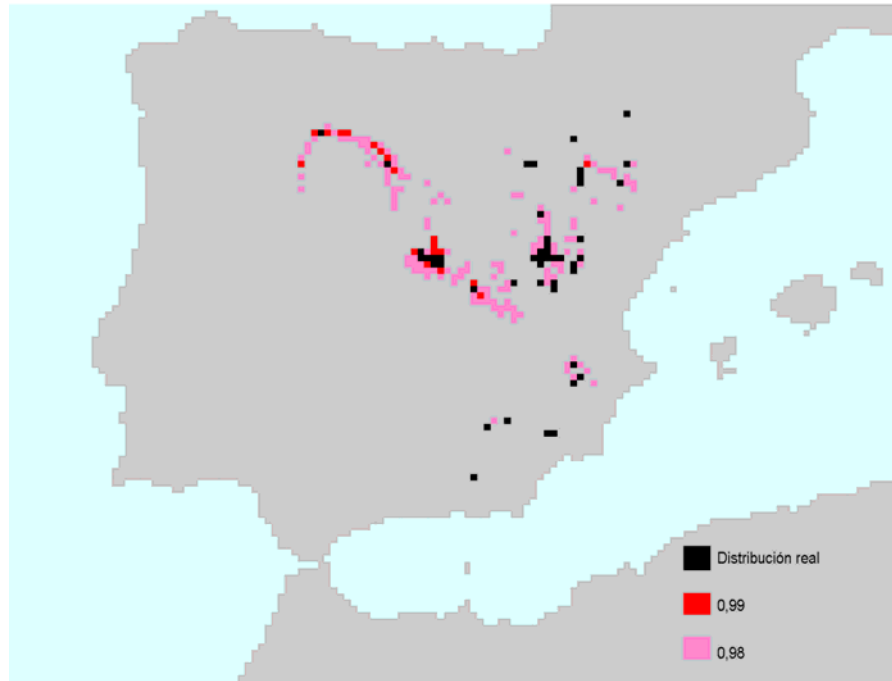


Figura 5. Modelo predictivo de la distribución de *Chazara prieuri* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presentan las cuadrículas en las que es más probable encontrar a esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,99). En rosa se muestran cuadrículas probables cuando se amplían los niveles de confianza (0,98).

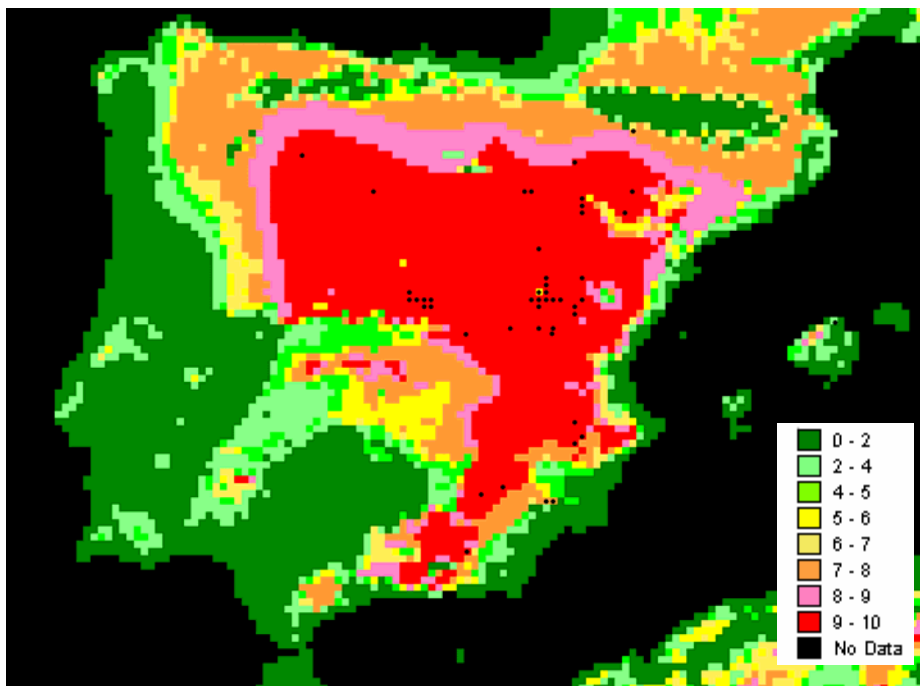


Figura 6. Modelo predictivo de la distribución de *Chazara prieuri* en la Península Ibérica e islas Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 28,26-133,71; $p < 0,001$).

4. *Euchloe charlonia*

Su área de distribución conocida está restringida a la Hoya de Baza (Granada) y Los Monegros (Huesca). DOMAIN sólo añadió una cuadrícula a la primera de estas regiones (intervalo de confianza 0,96, Figura 7, color rojo). Al ampliar el intervalo de confianza (de 0,96 a 0,85), la predicción englobó gran parte de la depresión del Ebro, y zonas montañosas de unos 800 metros de altitud paralelas a la costa mediterránea (Figura 7).

La predicción de Desktop GARP fue similar, pero se extendía a enclaves más continentales (puntos de la submeseta Norte, mitad septentrional de Portugal, sierra de Tramontana en Mallorca) (Figura 8).

5. *Lopinga achine*

La predicción de DOMAIN se situó en la Cordillera Cantábrica (en áreas próximas a las escasas localidades conocidas) y las cercanías de la Sierra de Ancares (intervalo de confianza de 0,98 a 0,95, Figura 9). Con mayor margen de confianza (de 0,95 a 0,90) la cobertura era más amplia y densa (Picos de Europa, Sierra de los Ancares, alrededores de la Sierra de la Demanda: Figura 9).

Desktop GARP añadió zonas de moderada altitud en los Pirineos, los montes Gallegos, los montes de León, Sierra Nevada, Sierra de los Filabres, el Maestrazgo, Javalambre y la Sierra de la Demanda (Figura 10).

6. *Maculinea nausithous*

DOMAIN la predijo en las cuadrículas correspondientes a las Sierras de Urbión y Cebollera, la montaña palentina, Fuentes Carrionas, el Puerto de la Cubilla (Asturias), y el sur de Soria (Figura 11) (intervalo de confianza de 0,98 a 0,96). Con intervalos de confianza más amplios (de 0,96 a 0,95) la predicción añadió algunas zonas del Sistema Ibérico.

Cabe destacar que Desktop GARP la propone en el área pirenaica de donde la especie no ha sido citada. Además la predijo en la cordillera Cantábrica, los montes Gallegos, los montes de León, Sierra Nevada, los Sistemas Central, Ibérico y Prebético, algunos puntos de la Almirajara, la Serranía de Ronda y la Sierra de Gerês (Figura 12).

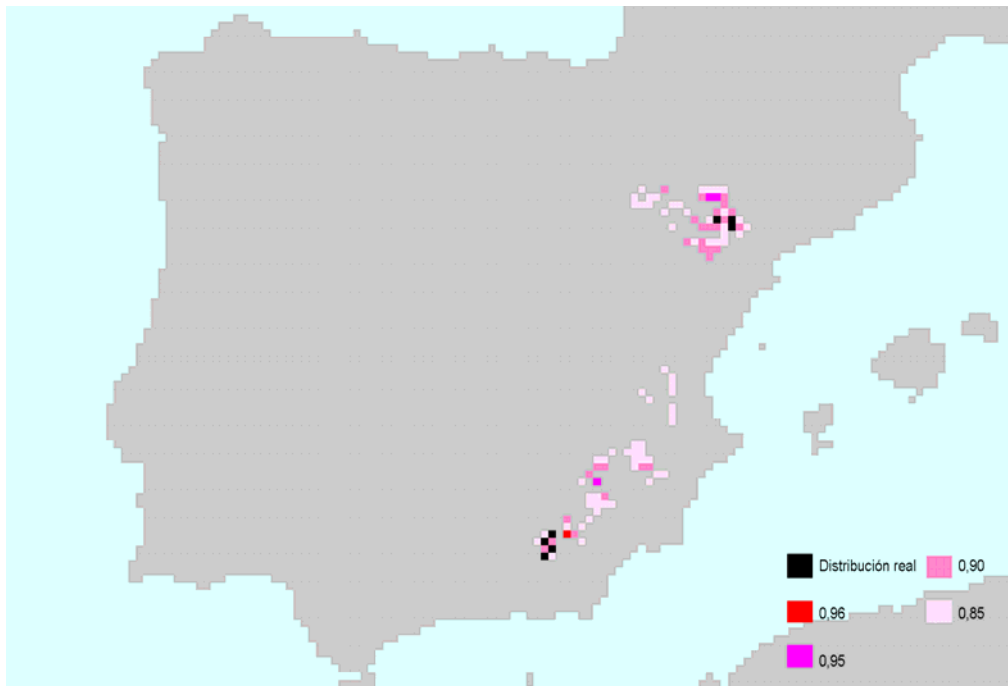


Figura 7. Modelo predictivo de la distribución de *Euchloe charlonia* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presenta la cuadrícula en la que es más probable que se encuentre a esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,96). La gradación de tonos de rosa, desde el más oscuro, indica la predicción cuando se tienen en cuenta intervalos de confianza desde el 0,95 hasta el 0,85.

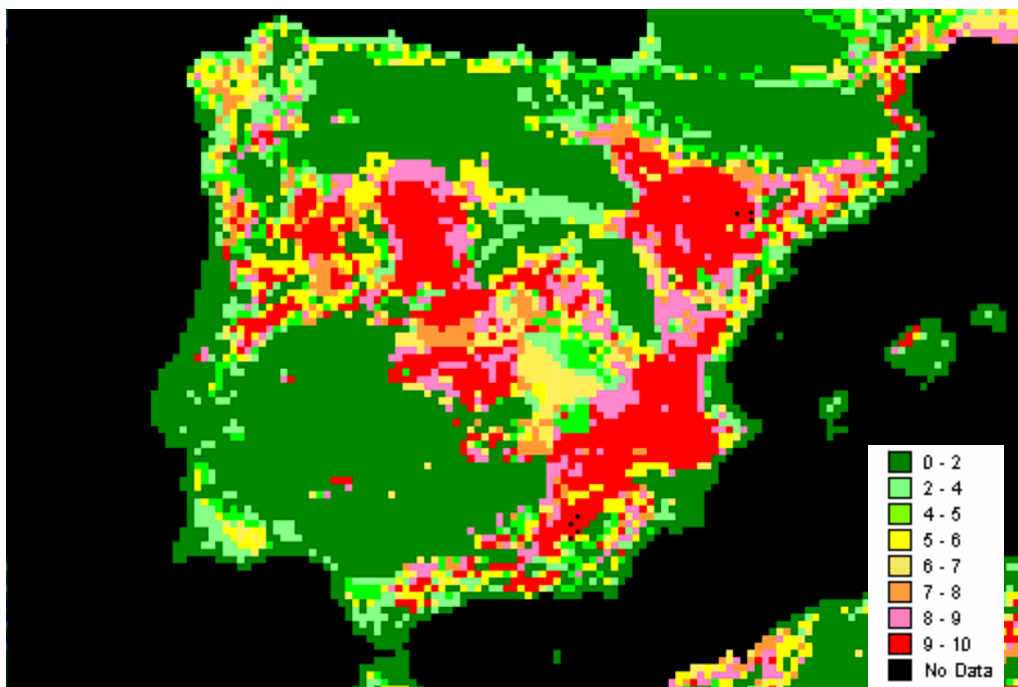


Figura 8. Modelo predictivo de la distribución de *Euchloe charlonia* en la Península Ibérica e islas Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 3,93-16,1; $p < 0,05$).

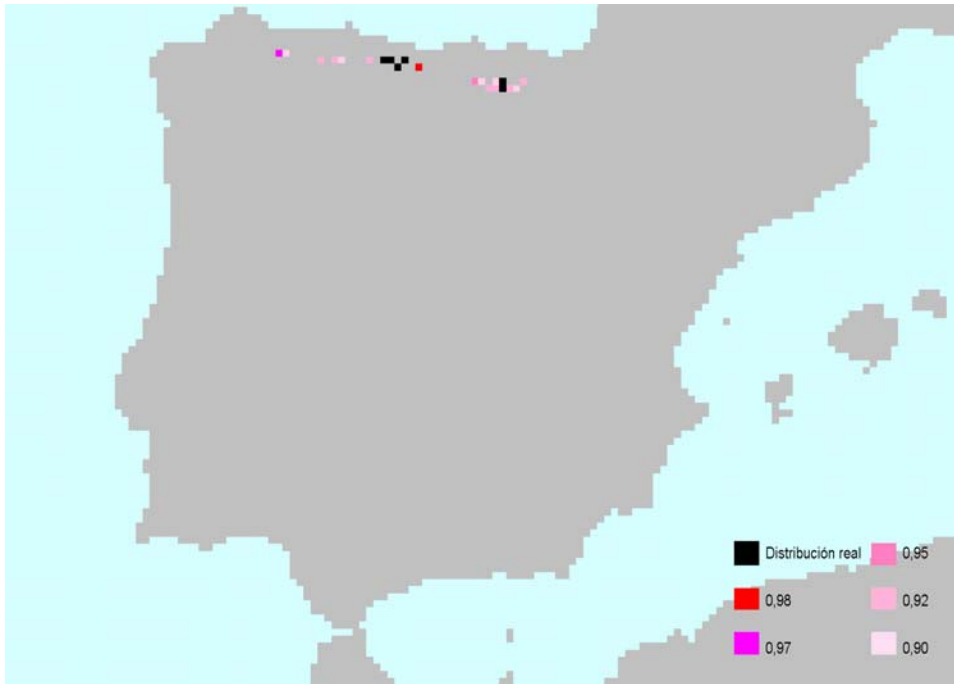


Figura 9. Modelo predictivo de la distribución de *Lopinga achine* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presenta la primera cuadrícula en la que es más probable que se encuentre esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,98). En rosa se representan otras cuadrículas probables con un menor nivel de exigencia (intervalo de confianza de 0,97 a 0,95). Se muestran también las cuadrículas predichas hasta el nivel de confianza 0,90.

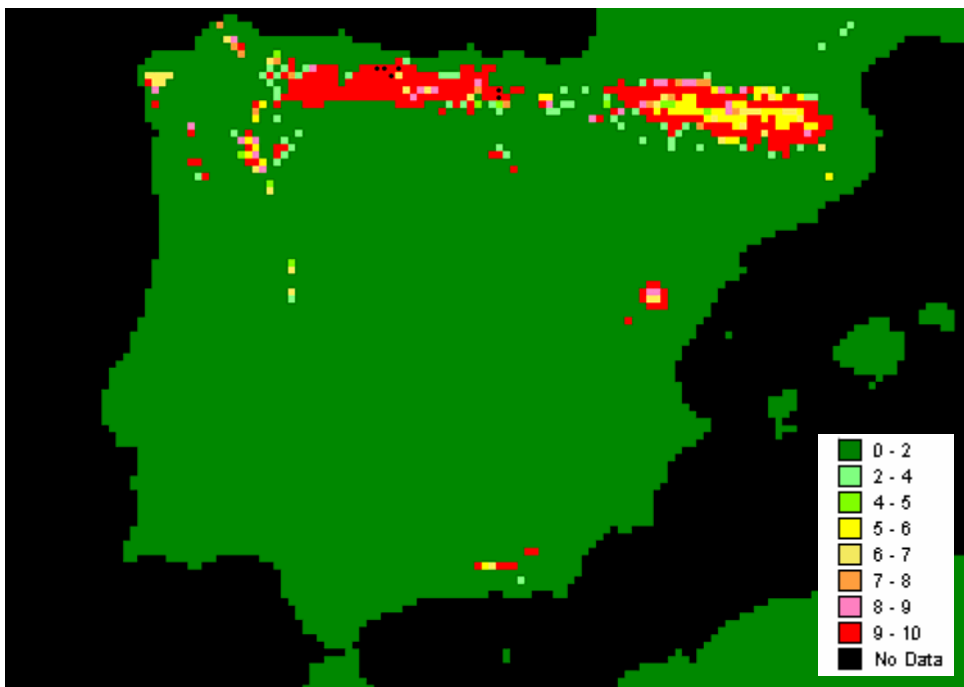


Figura 10. Modelo predictivo de la distribución de *Lopinga achine* en el área de estudio mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 13,55-173,62; $p < 0,001$).

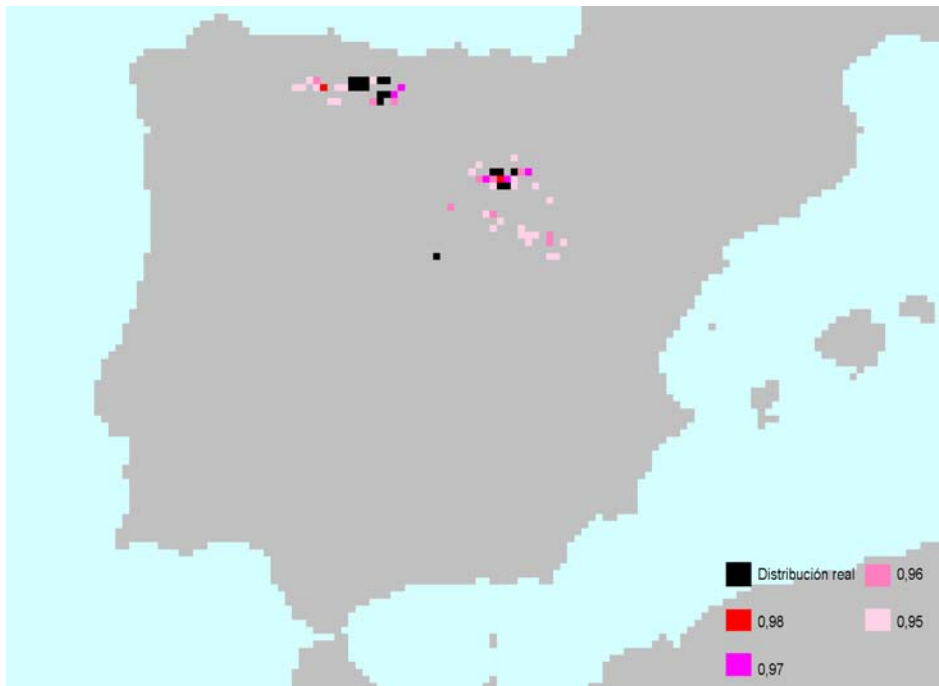


Figura 11. Modelo predictivo de la distribución de *Maculinea nausithous* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presentan las cuadrículas en las que es más probable que se encuentre esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,98). En diferentes tonalidades de rosa se representan otras cuadrículas probables con un menor nivel de exigencia (intervalos de confianza hasta 0,96). También se muestran las cuadrículas predichas cuando se amplía el nivel de confianza hasta 0,95.

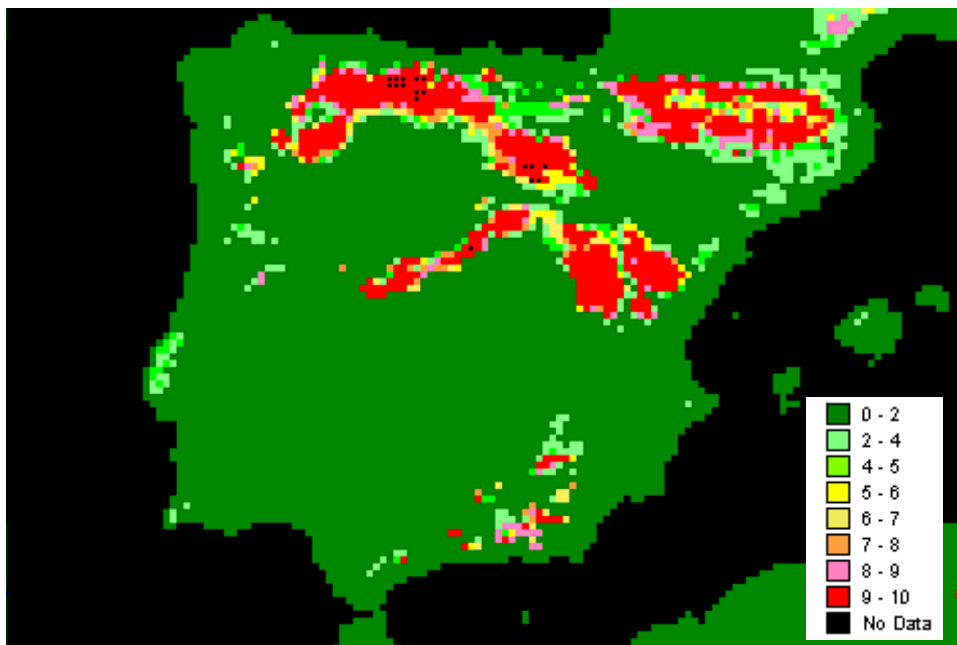


Figura 12. Modelo predictivo de la distribución de *Maculinea nausithous* en la Península Ibérica y Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 26,50-209,10; $p < 0,001$).

7. *Melitaea aetherie*

DOMAIN predijo su aparición en zonas costeras del sudoeste de la Península Ibérica y en Valencia (intervalo de confianza: 0,99; Figura 13, color rojo). Si se ampliaba el intervalo de confianza (de 0,99 a 0,97) la predicción se concentraba en la parte sudoeste de la Península (Figura 13).

La predicción de Desktop GARP abarcó un amplio sector peninsular, incluidas las Islas Baleares, exceptuando las zonas montañosas principales como son los Pirineos, la cordillera Cantábrica, así como la mitad norte de Portugal y amplias zonas de Murcia, Almería, Albacete, Palencia y León (Figura 14).

8. *Parnassius apollo*

Los puntos predichos por DOMAIN se dispersaron en las manchas conocidas de su distribución: Sistema Central (Sierras de Guadarrama y Gredos), Sistema Ibérico, Cordillera Cantábrica y Pirineos o en la inmediata periferia de las zonas mencionadas (intervalo de confianza: 0,99). Curiosamente, no se predijeron cuadrículas adicionales a las ya conocidas en el Sistema Penibético (Figura 15, color rojo). Con intervalos de confianza mayores (de 0,99 a 0,98, Figura 15) la distribución era muy similar a la predicha por Desktop GARP.

El modelo predicho por Desktop GARP la situó prácticamente en toda la mitad septentrional de la Península coincidiendo con las áreas montañosas, así como en el Sistema Bético y Penibético (Figura 16).

9. *Parnassius mnemosyne*

La predicción más exigente de DOMAIN (primer intervalo de confianza: 0,98) señaló todas las cuadrículas en la vertiente francesa del Pirineo. Por tanto, se adoptó el siguiente intervalo (0,97), aunque la distribución obtenida sobrepasase el total de cuadrículas predichas por los estimadores (esto no es extraño, ya que se estimó el número de cuadrículas en territorio español, en tanto que esta especie se encuentra en ambas vertientes del Pirineo). La distribución predicha, circunscrita al área pirenaica, se muestra en la Figura 17 (color morado). Predicciones con criterios progresivamente más laxos (más amplio intervalo de confianza: hasta 0,95) señalaron puntos adicionales en la Sierra de los Ancares y la Cordillera Cantábrica (además de otros coherentes con su zona de distribución conocida, los Pirineos, Figura 17). Desktop GARP la predijo además de en estas últimas localidades, en los Montes de León y en las sierras de Gerês, la Demanda, los Filabres, Sierra Nevada, el Maestrazgo y Javalambre (Figura 18).

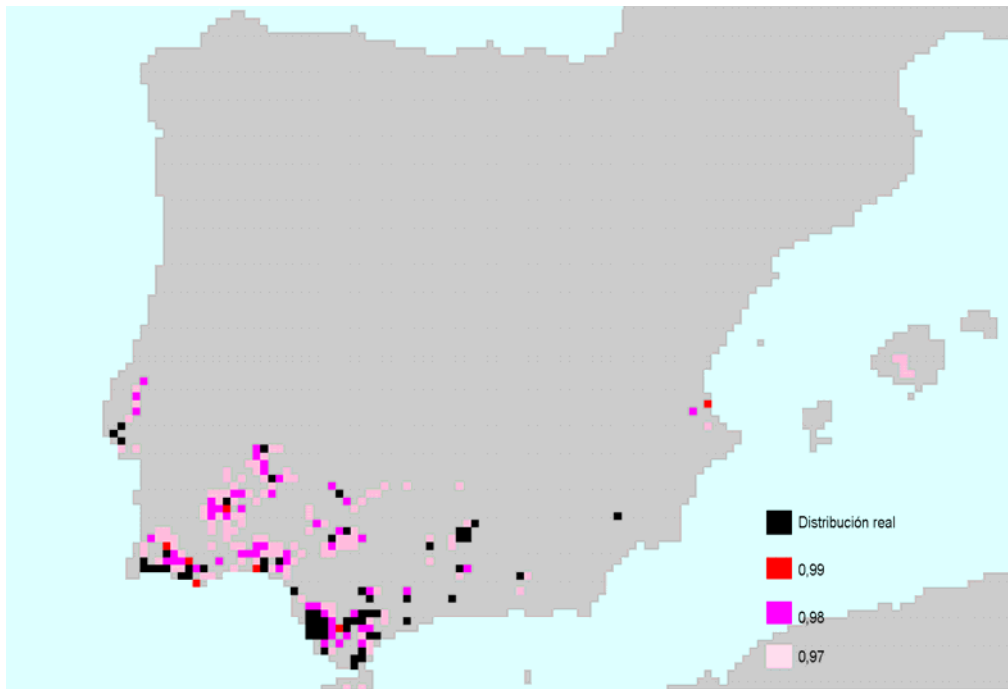


Figura 13. Modelo predictivo de la distribución de *Melitaea aetherie* en la Península Ibérica e islas Baleares mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presentan las primeras cuadrículas en las que es más probable encontrar esta especie por las semejanzas ambientales que comparten con las cuadrículas de distribución conocida (nivel de confianza 0,99). En distintas tonalidades de rosa se muestran las cuadrículas predichas cuando se consideran intervalos adicionales de confianza de 0,98 a 0,97.

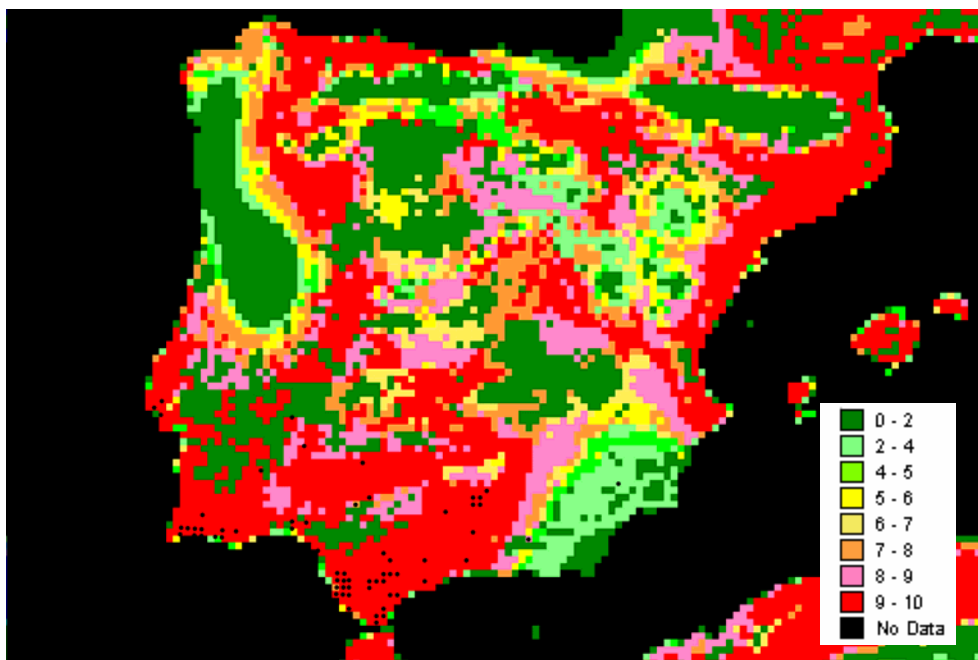


Figura 14. Modelo predictivo de la distribución de *Melitaea aetherie* en la Península Ibérica e islas Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 27,12-111,99; $p < 0,001$).

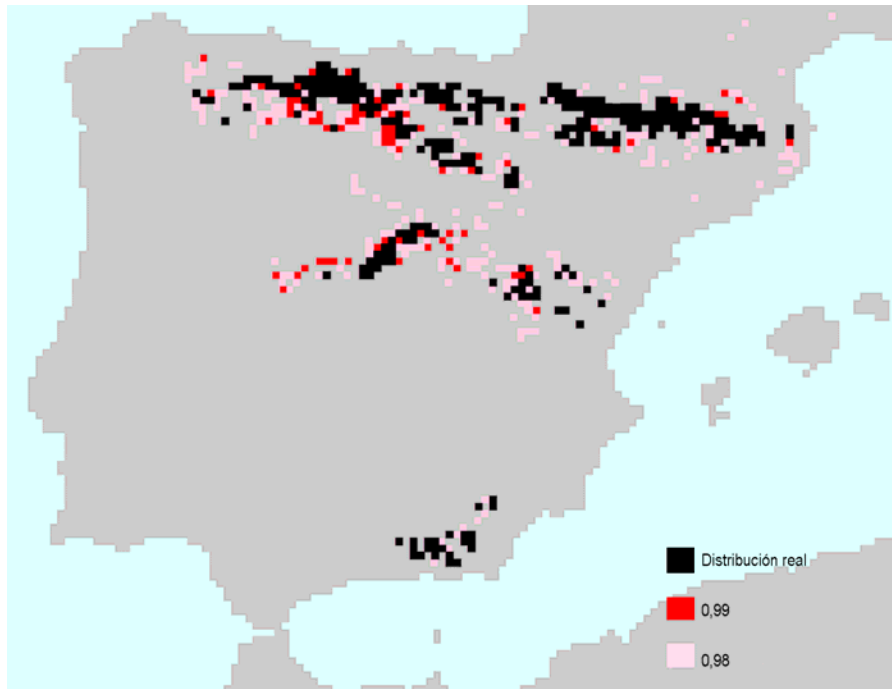


Figura 15. Modelo predictivo de la distribución de *Parnassius apollo* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se representan las cuadrículas en las que es más probable que se encuentre esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,99). En color rosa se presentan las cuadrículas predichas cuando se amplían los niveles de confianza hasta 0,98.

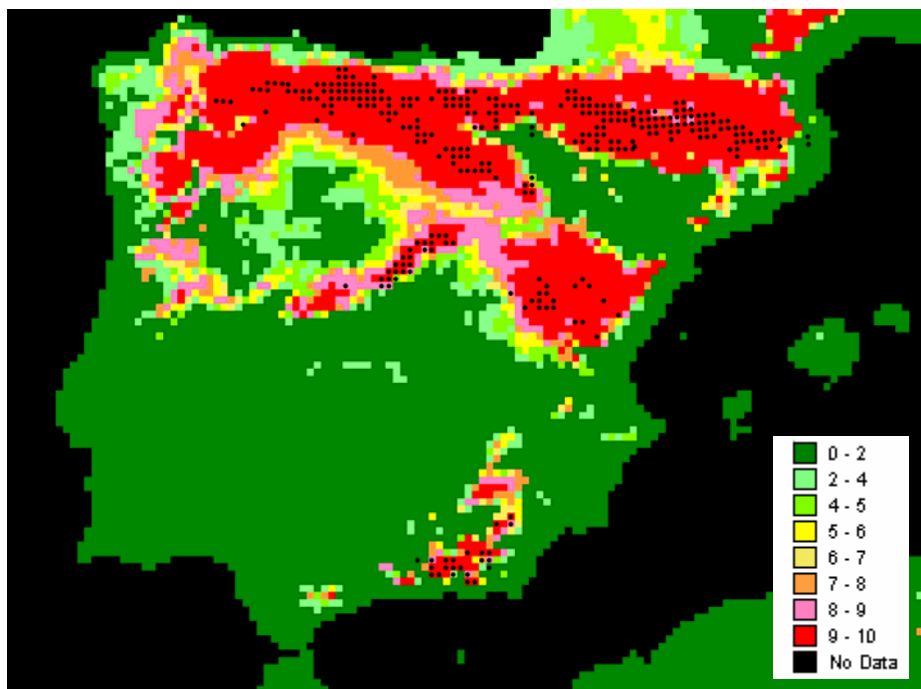


Figura 16. Modelo predictivo de la distribución de *Parnassius apollo* en el área de estudio mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 366,82-1158,66; $p < 0,001$).

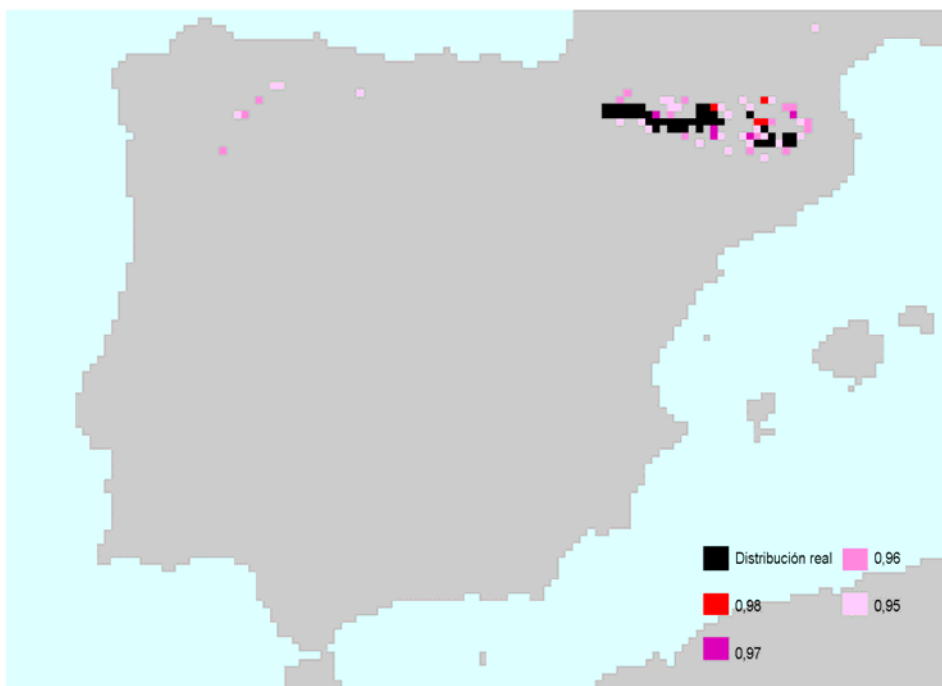


Figura 17. Modelo predictivo de la distribución de *Parnassius mnemosyne* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presentan las primeras cuadrículas en las que es más probable encontrar esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,98). En morado se representan las primeras cuadrículas que se predicen en territorio español a un nivel de confianza de 0,97. En diferentes tonos de rosa se representan otras cuadrículas probables con un menor nivel de exigencia (hasta 0,95).

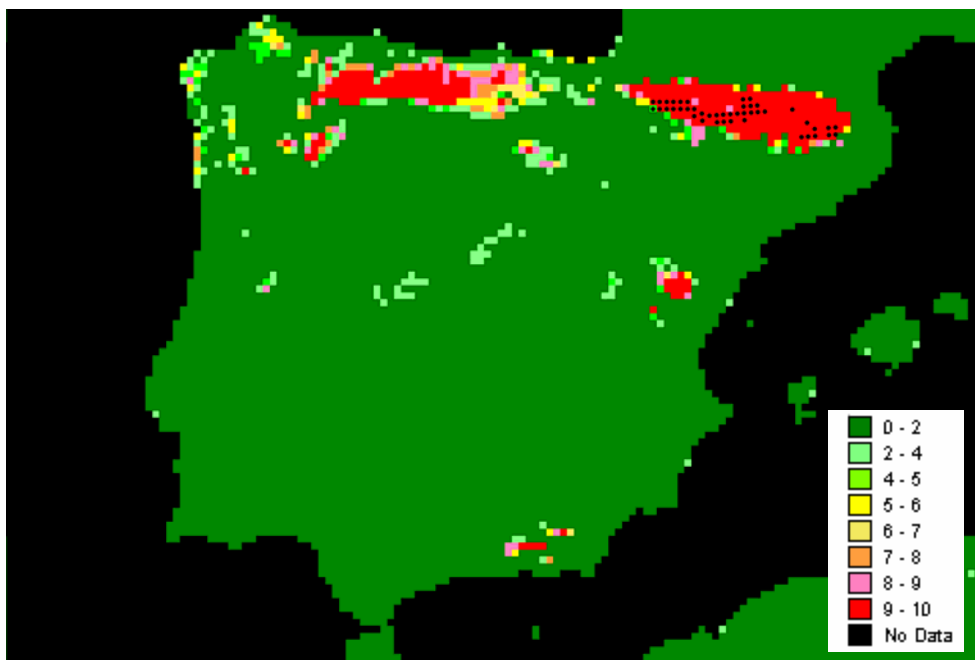


Figura 18. Modelo predictivo de la distribución de *Parnassius mnemosyne* en la Península Ibérica e Islas Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 280,92-907,96; $p < < 0,001$).

10. *Pseudochazara hippolyte*

La predicción de DOMAIN reforzó las manchas de distribución conocidas en el Sistema Penibético (intervalo de confianza: 0,97; Figura 19, color rojo). Si se ampliaba el intervalo de confianza (de 0,97 a 0,94) aumentaba el número de localidades predichas para esta zona (Figura 19).

Los resultados de Desktop GARP incluyeron amplias zonas aparentemente heterogéneas, improbables de acuerdo con la distribución conocida de la especie (zonas de menor altitud de los Pirineos, Cordillera Cantábrica, Sierra de los Ancares, Montes de León, Montes de Toledo, Sistemas Central, Prebético y Penibético, la zona de confluencia entre Valencia, Alicante y Albacete, Sierra de la Demanda, Sierra de Urbión y Cebollera, la provincia de Teruel, y la Sierra de Gerês y Serra da Estrella, Figura 20).

11. *Pyrgus cinarae*

DOMAIN añadió a la distribución conocida de la especie, una nueva cuadrícula en la Serranía de Cuenca (intervalo de confianza: 0,95; Figura 21, color rojo). Al ampliar el intervalo de confianza (de 0,95 a 0,85) el área predicha aumentó y se añadieron nuevos puntos en las Sierras de Guadarrama, Urbión, Cebollera y la Demanda (Figura 21).

Desktop GARP realizó una predicción de difícil explicación, presentando algunas cuadrículas en el Sistema Ibérico y Central, los montes de León, la Sierra de Aracena y Picos de Aroche (Figura 22).

12. *Pyrgus sidae*

DOMAIN con un intervalo de confianza de 0,90 predijo una nueva cuadrícula en Cáceres (30TTK54) y otra en Ávila (30TTK96) (Figura 23, color rojo). Con menor fiabilidad en la predicción (de 0,90 a 0,86) surgieron unas pocas cuadrículas adicionales en las provincias de Ávila, Salamanca, Cáceres, Cuenca y Granada (Figura 23).

Desktop GARP produjo también en este caso una predicción de difícil explicación. Añadía a los alrededores de su área de distribución, zonas como el Sistema Bético, Sistema Penibético y puntos aislados de la Península cercanos a los límites territoriales de la Península. También predijo cuadrículas en la Sierra de Tramontana en Baleares (Figura 24).

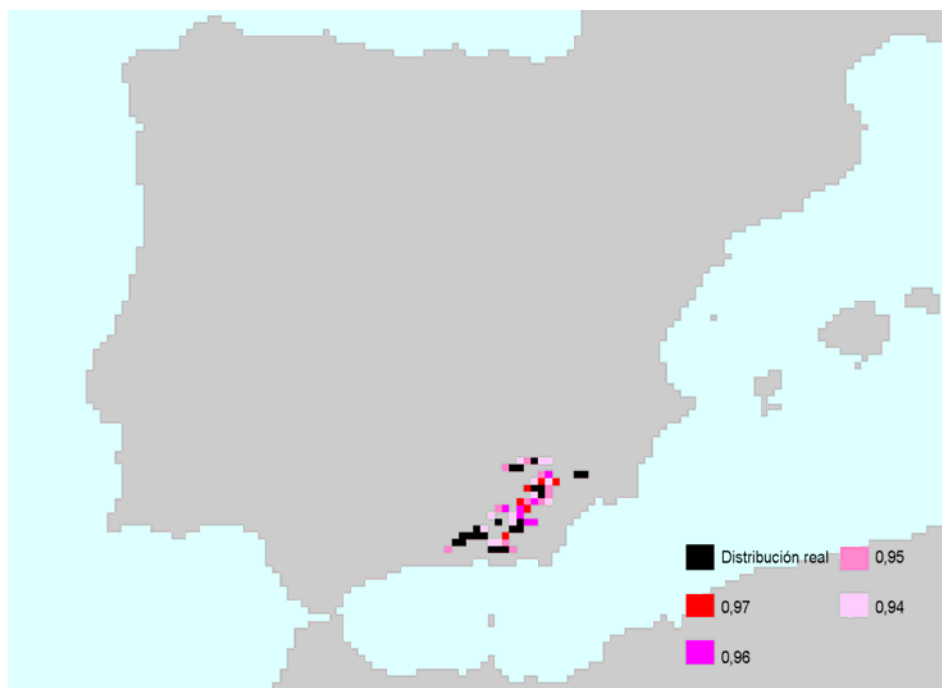


Figura 19. Modelo predictivo de la distribución de *Pseudochazara hippolyte* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presentan las primeras cuadrículas en las que es más probable encontrar esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,97). En distintas tonalidades de rosa se representan las cuadrículas que se predicen al aumentar el intervalo de confianza de 0,96 a 0,94.

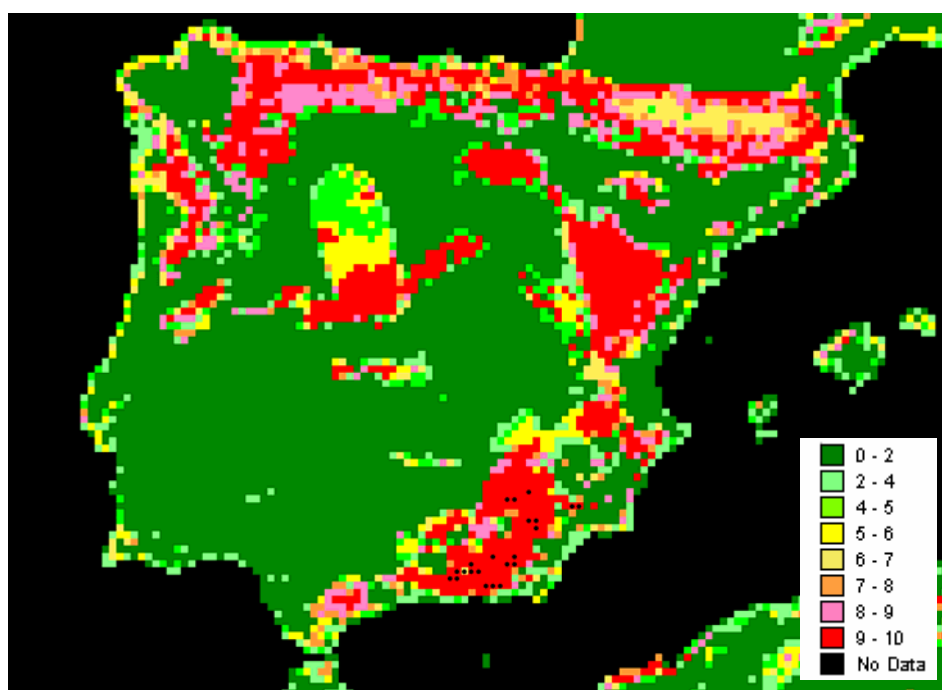


Figura 20. Modelo predictivo de la distribución de *Pseudochazara hippolyte* en la Península Ibérica e islas Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 22,22-80,74; $p < 0,001$).

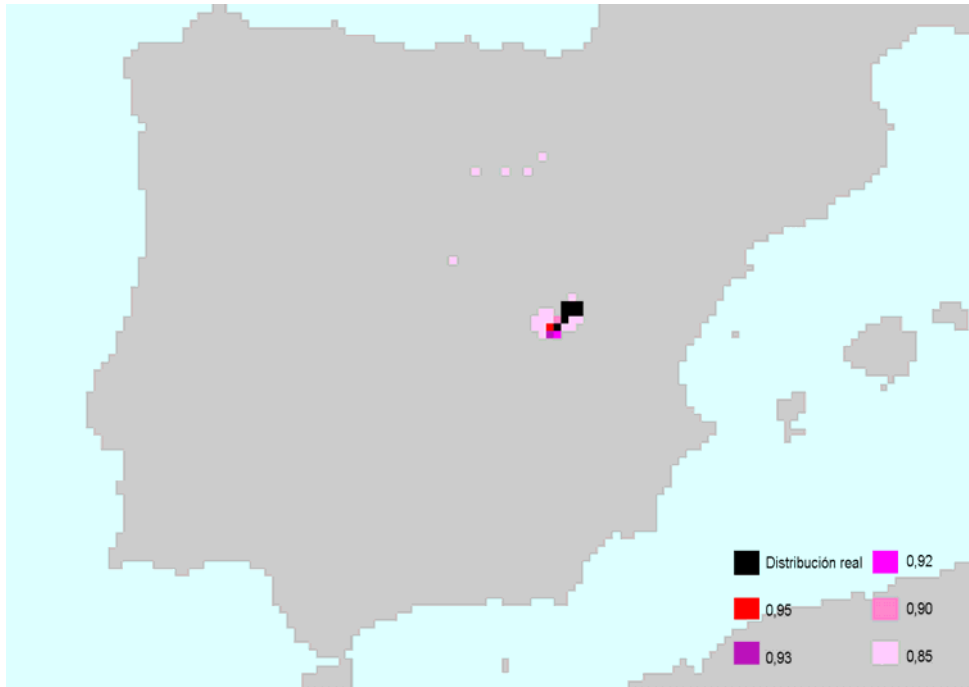


Figura 21. Modelo predictivo de la distribución de *Pyrgus cinarae* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presenta la primera cuadrícula en la que es más probable que se encuentre esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,95). En distintas tonalidades de rosa se representan las cuadrículas predichas al ampliar los valores de los intervalos de confianza hasta 0,85.

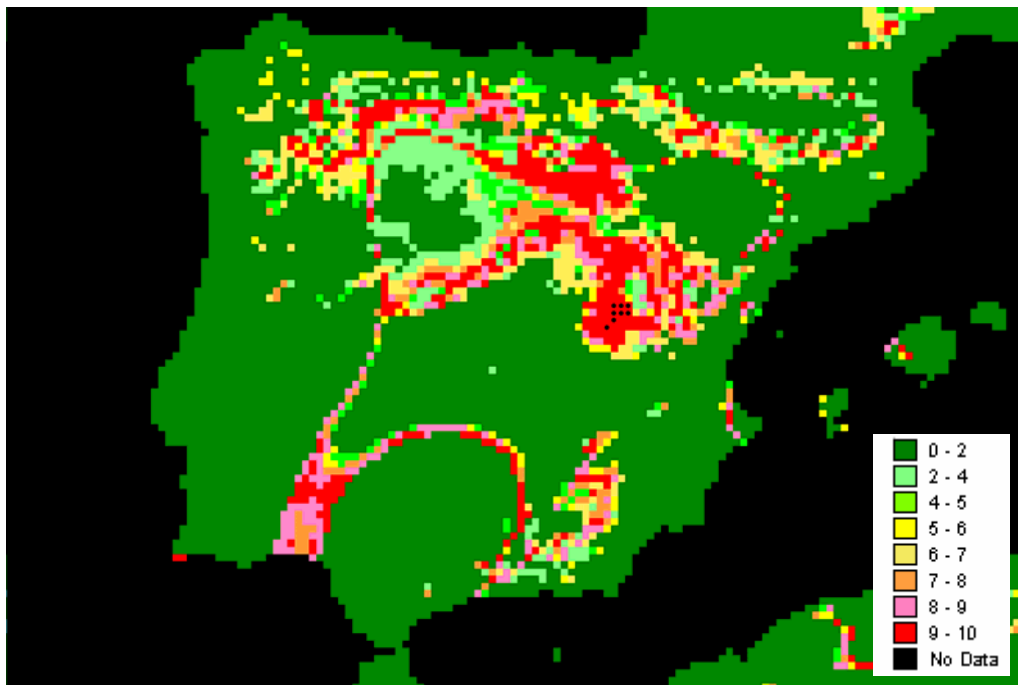


Figura 22. Modelo predictivo de la distribución de *Pyrgus cinarae* en la Península Ibérica e islas Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 12,99-96,18; $p < 0,001$).

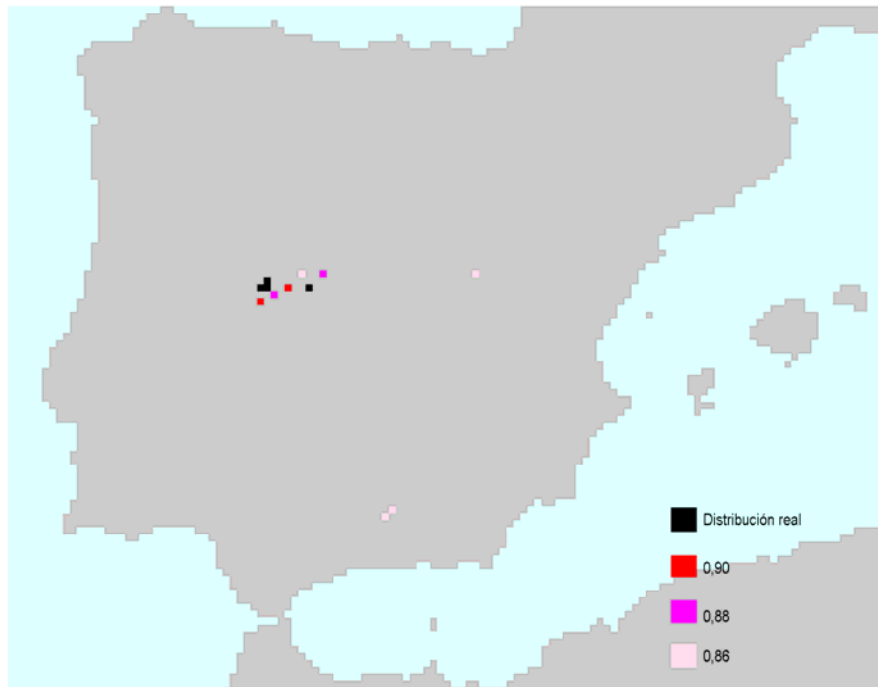


Figura 23. Modelo predictivo de la distribución de *Pyrgus sidae* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presentan las primeras cuadrículas en las que es más probable que se encuentre la especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,90). En diferentes tonos de rosa (de más oscuro a más claro) se presentan otras posibles cuadrículas, si se amplían los niveles de confianza hasta 0,86.

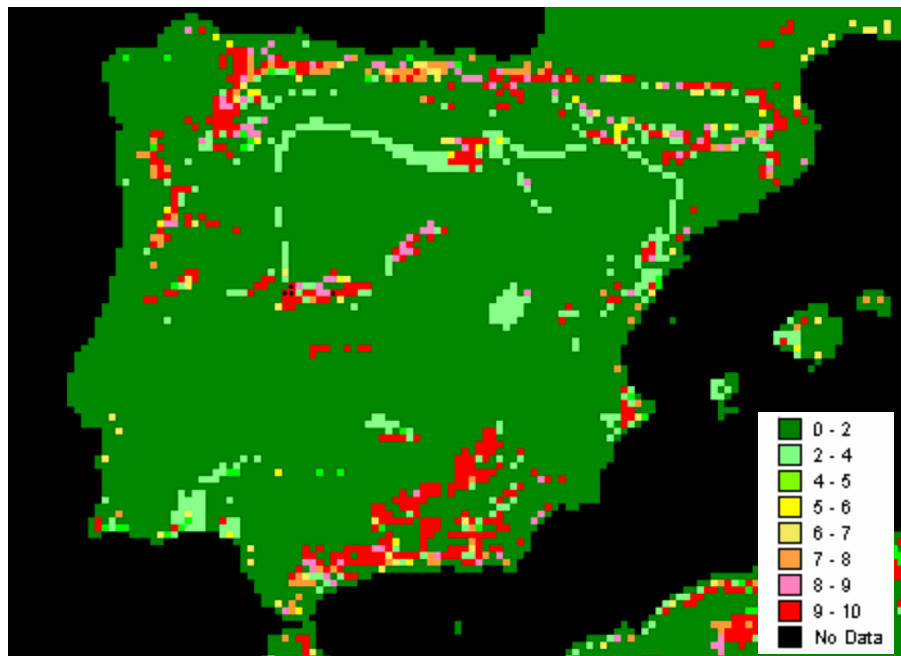


Figura 24. Modelo predictivo de la distribución de *Pyrgus sidae* en la Península Ibérica e islas Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 3,85-40,39; $p < 0,05$).

13. *Satyrrium pruni*

Las cuadrículas predichas por DOMAIN estaban en las Sierras de Urbasa y Andía, la Sierra de Cantabria y en puntos aislados de Lérida y Barcelona (Figura 25) (intervalo de confianza de 0,98 a 0,96). La predicción de Desktop GARP abarcó toda la franja septentrional de la Península hasta Portugal, y la Serranía de Ronda (Sistema Penibético) (Figura 26).

Combinación de cuadrículas predichas, espacios protegidos y esfuerzo de muestreo

En conjunto, los resultados obtenidos con DOMAIN eran más conservadores e intuitivamente más realistas, por lo que se tomarán como referencia de aquí en adelante. Se realizó un mapa de distribución con todas las especies, localizando las áreas dónde se situaban la mayoría de las cuadrículas predichas para estas especies por el programa DOMAIN incluyendo los niveles de confianza ampliados (Figuras 27 y 28). El conjunto de puntos con presencia predicha de una o más de las 13 especies consideradas comprendía 403 cuadrículas. De ellas, 369 estaban, de acuerdo con los datos disponibles, insuficientemente estudiadas. Algunas de ellas (17), aparentemente poco estudiadas, podían señalarse por compartir presencias predichas de dos o más de las especies; tal era el caso por ejemplo de las cuadrículas 31TCH91 y 31TDH01, que podrían albergar tres especies (*Boloria napaea*, *Parnassius apollo* y *P. mnemosyne*) (Figura 27).

Las cuadrículas predichas para este conjunto de especies se repartían mayoritariamente por las zonas circundantes a las distribuciones reales de las especies: Pirineos, la Cordillera Cantábrica, el Sistema Ibérico, el Sistema Central, el Sistema Penibético y en Portugal en la provincia de Estremadura y el Algarve (Figura 28).

Sólo 74 de estas 403 cuadrículas coincidían con la red de espacios naturales protegidos (considerada en el Capítulo 6). De estas 74 cuadrículas, 43 contaban con un porcentaje de su superficie mayor del 15% efectivamente protegido (Figura 29).

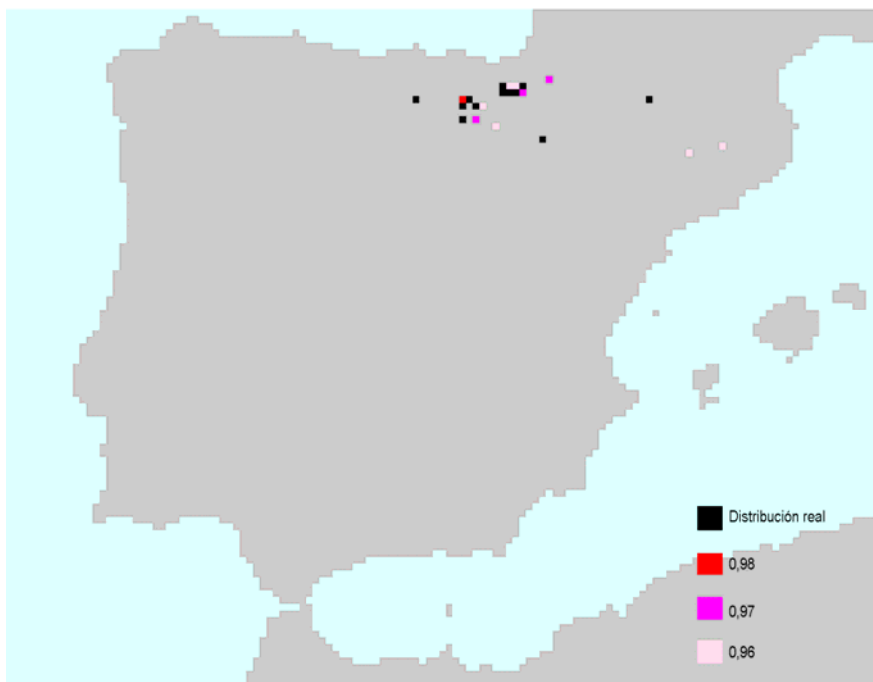


Figura 25. Modelo predictivo de la distribución de *Satyrium pruni* en el área de estudio mediante la aplicación del programa DOMAIN. En negro se representa la distribución real conocida de la especie. En rojo se presenta la primera cuadrícula en la que es más probable que se encuentre esta especie por las semejanzas ambientales compartidas con las cuadrículas de la distribución real conocida (nivel de confianza 0,98). En rosa se representan más cuadrículas probables con un intervalo de confianza de 0,97-0,96.

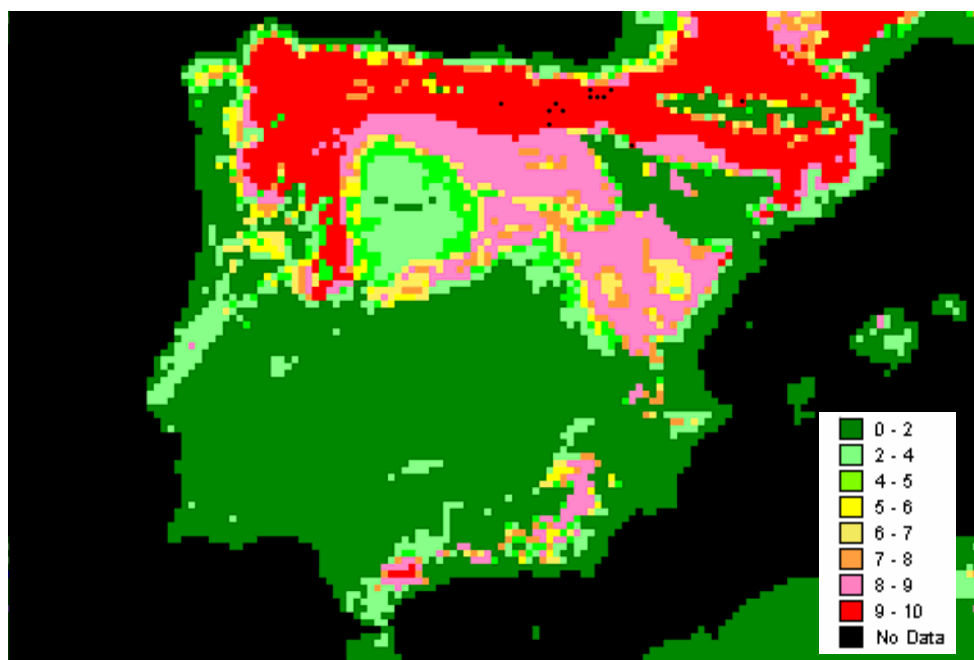


Figura 26. Modelo predictivo de la distribución de *Satyrium pruni* en la Península Ibérica e islas Baleares mediante la aplicación del programa Desktop GARP. Los puntos negros representan la distribución real conocida de la especie. En rojo se observan las primeras zonas en las que es más probable encontrar a la especie, disminuyendo en probabilidad según disminuye la gama cromática (rosa, naranja, beige, amarillo, verde, verde claro). En verde oscuro se muestran las zonas donde no es probable que se encuentre la especie. (χ^2 de los modelos significativos = 8,47 - 58,09; $p < 0,01$).

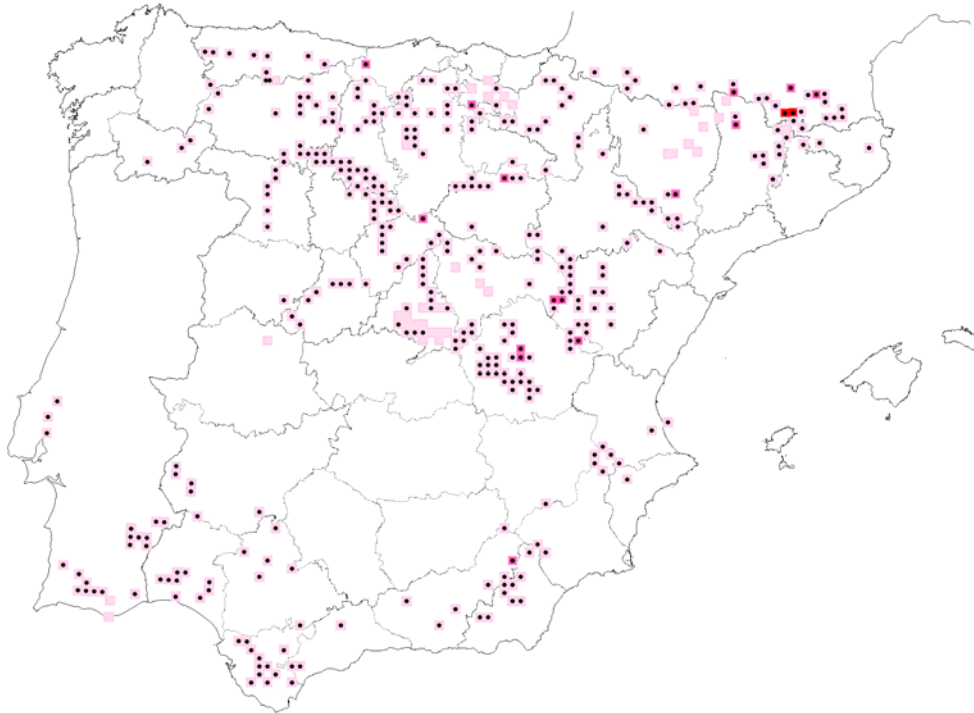


Figura 27. Distribución de las cuadrículas de 10 x 10 km predichas por DOMAIN para alguna de las especies seleccionadas (ver texto) en el área de estudio. En rojo se simbolizan aquellas cuadrículas que coinciden en la predicción de tres especies diferentes. En rosa oscuro aquellas que coinciden en la predicción de dos especies diferentes y en rosa claro el resto de cuadrículas predichas que no se solapan con la de ninguna otra especie. Por otra parte, se representa con un punto negro aquellas cuadrículas que se encuentran insuficientemente estudiadas de acuerdo con Romo & García-Barros (2005).

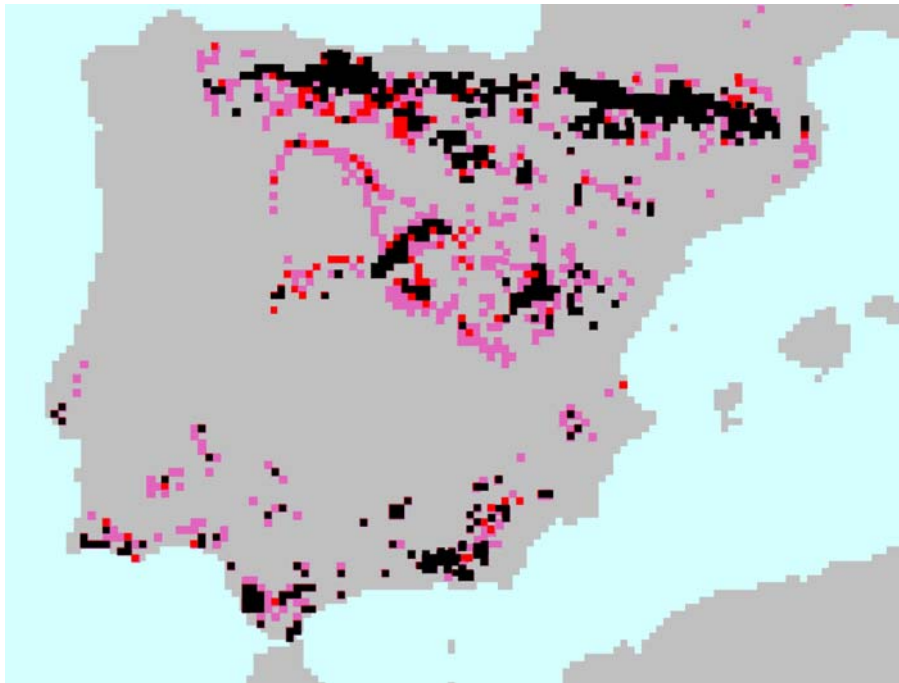


Figura 28. Reparto de las cuadrículas de 10 km de lado predichas como posibles áreas de distribución de las 13 especies de mariposas seleccionadas (ver texto) en el área ibero-balear. En negro se representan las distribuciones reales de las 13 especies. En rojo las primeras áreas más probables donde encontrar a alguna de estas especies. En rosa oscuro otras zonas probables cuando se disminuye el grado de exigencia de similitud de variables ambientales con las cuadrículas reales.

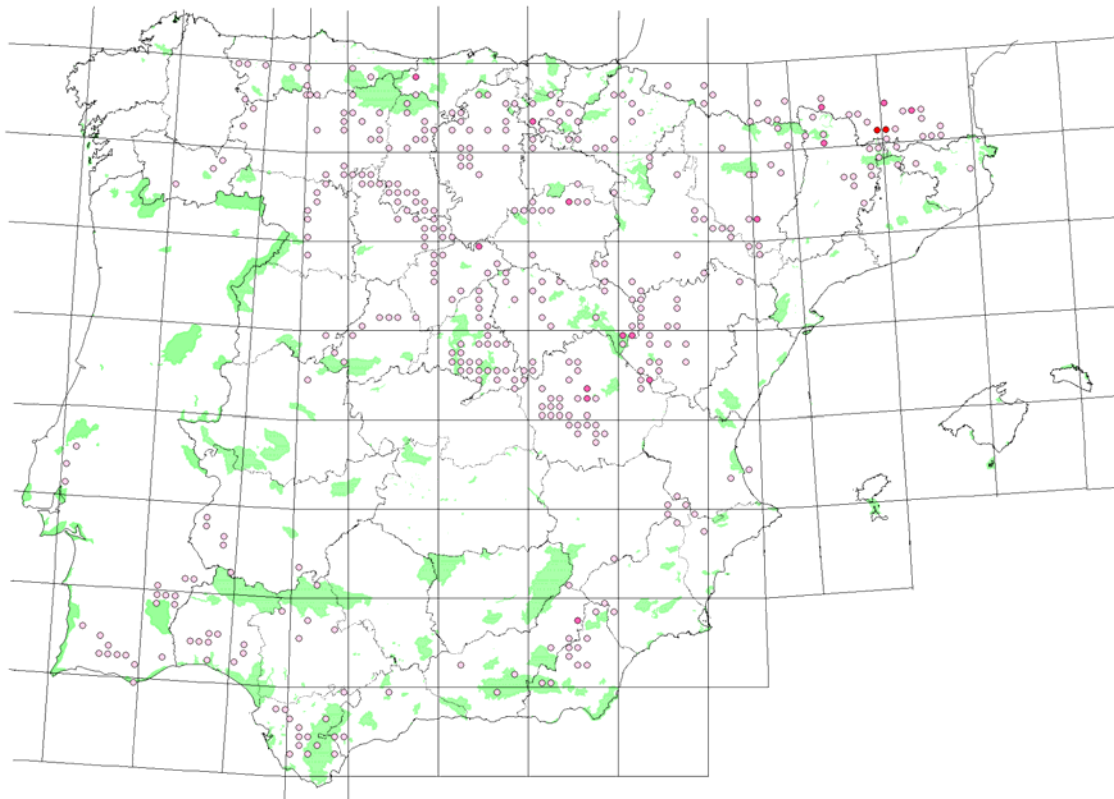


Figura 29. Distribución de las cuadrículas de 10 x 10 km predichas por DOMAIN para alguna de las especies seleccionadas (ver texto) y su inclusión o no en la red de espacios naturales protegidos en la Península Ibérica e islas Baleares. En rojo se simbolizan aquellas cuadrículas que coinciden en la predicción de tres especies diferentes. En rosa oscuro aquellas que coinciden en la predicción de dos especies diferentes y en rosa claro el resto de cuadrículas predichas que no se solapan con la de ninguna otra especie. En verde se representa la red de espacios protegidos.

DISCUSIÓN

La aproximación que se utiliza de forma general a la hora de producir mapas de distribución de especies, consiste en el desarrollo de modelos estadísticos multivariados de la distribución real de las especies conocidas y las variables ambientales (Stockwell *et al.*, 2006). Hoy en día, hay una tendencia hacia la utilización de diversos programas para este fin. Los métodos posibles a aplicar, de entre los existentes, para realizar la modelización de la distribución de las especies, varían según la naturaleza de los datos disponibles. Algunos métodos como BIOCLIM y DOMAIN requieren sólo registros de presencia de especies, otros incorporan múltiples aproximaciones predictivas con diferentes requerimientos (GARP), mientras que otros utilizan datos tanto de ausencia como de presencia de la especie (modelos lineales generales y aditivos) (Graham *et al.*, 2004). Por otra parte, hay una tendencia cada vez más acentuada a la hora de reconocer la utilidad que pueden presentar los diversos registros de las bases de datos para ser utilizados en la realización de modelos (Peterson & Stockwell, 2002; Stockwell *et al.*,

2006). Las aproximaciones que producen estos modelos de distribución de especies, no muestran solamente dónde se encuentra actualmente esta especie, sino que predicen lugares donde potencialmente podría vivir bajo diferentes escenarios (por ejemplo, bajo una condición de cambio climático) o dónde y cómo especies introducidas podrían expandirse a través de diversas regiones en el mundo (Stockwell *et al.*, 2006).

El estadístico χ^2 es usado frecuentemente para determinar si los puntos se predicen en regiones de presencia predicha de manera más abundante que lo que cabría esperar por azar, dada la proporción de píxeles del mapa predichos como presencias por el modelo (Anderson *et al.*, 2003). La mayoría de los modelos obtenidos con Desktop GARP en este trabajo presentan valores significativos de χ^2 para niveles de significación bastante bajos, de la misma forma que sucede con los mamíferos y aves (Anderson *et al.*, 2003). Pero, por causa de elementos estocásticos en el algoritmo e indeterminaciones del sistema, el resultado que presenta el programa no es único (Anderson *et al.*, 2003). Cada vez que se ejecuta el programa, los mapas de predicción de distribución producidos pueden variar ligeramente debido a la aleatoriedad introducida en los estados iniciales y en los estados iterativos del programa, lo que indica el rango en el que se puede distribuir la especie según un conjunto de cuadrículas reales dadas y unas variables ambientales (Stockwell *et al.*, 2006). Esta variabilidad entre los diferentes modelos de GARP es típica de los algoritmos genéticos, pero complica la interpretación de los resultados, que se basan en la idea de que los 20 mejores modelos obtenidos predigan una distribución potencial mejor que la que pudiera proponer cualquier modelo por sí solo, revelando un patrón presente en la mayoría de los modelos generados para cada especie (Anderson *et al.*, 2003; Stockwell *et al.*, 2006). El resultado es un conjunto de cuadrículas frecuentemente mayor para una especie determinada, en comparación con los resultados de DOMAIN en iguales circunstancias y con similar tiempo de computación. Aunque los resultados pueden interpretarse como un gradiente, son menos nítidos y aparentemente poco realistas. La experiencia adquirida en este estudio sugiere, en consecuencia, aplicar DOMAIN en primer término, usando los resultados de Desktop GARP para visualizar tendencias o matizar aspectos de las distribuciones predichas en casos concretos. La dificultad de validación de los modelos obtenidos con DOMAIN puede subsanarse, en cierto modo, con una estimación independiente del tamaño del área de distribución (medida en unidades de la misma escala); desde este punto de vista, a pesar de la conveniencia teórica de aplicar uno u otro método (Hortal *et al.*, 2006), los resultados obtenidos con diferentes estimadores son ampliamente coincidentes.

Un resultado interesante es la coincidencia de una elevada proporción de las cuadrículas predichas para alguna de las especies, con aquéllas que no alcanzan un mínimo de condiciones para ser consideradas como prospectadas con suficiente

intensidad (369 cuadrículas). Este hecho sugiere una necesidad urgente de nuevos trabajos faunísticos prospectivos, que permitan corroborar o negar la idea intuitiva pero ampliamente difundida de que la distribución de las especies de mariposas "raras, amenazadas o interesantes" en el área de estudio se encuentra relativamente bien conocida. Esta preocupación cobra aún más peso al comprobar la adicional escasa coincidencia entre dichas localidades con la potencial presencia de especies amenazadas y las cuadrículas de la red de espacios naturales. Por ejemplo, la mayor cantidad de especies amenazadas predichas se encuentran en las cuadrículas 31TCH91 y 31TDH01 con las especies *B. napaea*, *P. apollo* y *P. mnemosyne* (Figura 27), y estas cuadrículas no se encuentran suficientemente bien estudiadas ni están en la red de espacios naturales protegidos, haciéndose prioritario su muestreo para verificar la presencia de estas especies, y en caso positivo tenerlas en cuenta en futuras propuestas conservacionistas.

Como norma, y en gran parte como podía esperarse, la mayor parte de las cuadrículas potenciales de cada especie son próximas a las distribuciones conocidas de las especies. Estos resultados permiten sugerir algunas coordenadas de interés por la potencial presencia de especies amenazadas, concretamente: 30SWG10 (por la posible presencia de *A. zulichii*), 30SWG57 (*E. charlonia*), 30TTN66, 30TWM13, 30TYN12, 29TQG38 y 29TPG97 (*M. nausithous*), 30TWK63 (*P. cinarae*), 30TTK54, 30TTK96, 30TWK68, 30SVG33 y 30SVG44 (*P. sidae*), 31TCH91 y 31TDH01 (*B. napaea*, *P. apollo* y *P. mnemosyne*) y 30SYJ44 (*M. aetherie*).

Para algunas especies, los modelos de DOMAIN parecen especialmente ajustados, como podrían ser los casos de *A. zulichii* y *P. hippolyte*. Al realizar la selección de especies, se excluyó *Polyommatus golgus* por poseer una distribución bastante similar a *Agriades zulichii*, además de compartir el mismo grado de amenaza (las dos se encuentran en peligro, EN). Además *A. zulichii* se encuentra mejor estudiada, siendo su distribución actual bien conocida al haber sido objeto de búsquedas exhaustivas y específicas (Munguira, com. pers.) y por tanto, sus datos disponibles son más fiables para ser introducidos en un modelo de predicción, ya que se cree que *P. golgus* podría encontrarse presente además en otras zonas altas de Sierra Nevada menos exploradas (García-Barros *et al.*, 2004). El resultado sugiere la presencia (con menor nivel de confianza) de *A. zulichii* en una cuadrícula de Sierra Nevada en la que no ha sido citada (30SVG71), pero de donde se ha citado su planta nutricia, *Androsace vitaliana* (Blanca, 2002; ver Munguira *et al.*, 1997). Actualmente se ha comprobado la presencia de esta especie en la cuadrícula predicha. La distribución de esta especie se encuentra condicionada por la altitud. Una elevación de la temperatura podría provocar una tendencia a concentrar su distribución en los picos de mayores altitudes. Desktop GARP

la predice también en el resto de montañas de mayor altitud de la Península Ibérica, pero al encontrarse apartadas de su lugar de distribución original y no siendo una especie caracterizada por su capacidad de dispersión, no es probable su existencia en estas áreas, además, el programa no tiene en cuenta las plantas nutricias indispensables para el asentamiento de las especies.

Otros casos presentan menos credibilidad a priori, como las predicciones de *B. napaea* en las laderas pirenaicas con altitudes menores que las usuales para esta especie (al menos 1.200 m: Fernández-Rubio, 1991). Probablemente esto sea debido a otros factores ambientales como puede ser la precipitación anual, ya que Desktop GARP la predice en áreas en las que la precipitación anual es superior a los 700 mm.

En otras especies, las predicciones sugieren claramente que el conjunto de variables introducidas no permiten obtener un modelo fiable de la distribución de la especie, por ejemplo *C. prieuri*. Esta mariposa esteparia se ha citado de un número de cuadrículas menor que el esperado (Tabla 1, el intervalo de confianza elegido con DOMAIN predice un número de cuadrículas muy por debajo de las 74-75 cuadrículas en las que los estimadores predicen a la especie, con lo que se consideró ampliar el umbral al siguiente intervalo, lo que produjo un exceso en el número de cuadrículas predichas). Esto indica que el programa no tiene datos suficientemente claros sobre la causa por la que esta especie presenta este patrón de distribución. Probablemente no se estén controlando exactamente los parámetros que rigen su distribución, sobrestimándose su área al predecirla en todas las zonas esteparias posibles. La distribución predicha para *C. prieuri* está fundamentalmente distribuida por parajes áridos, aunque en dos ecosistemas diferentes, uno ligado a montañas (por ejemplo en los alrededores de Albarracín), y otro de menor altitud, ligado a mesetas de unos 700 metros de altitud (como en el límite entre Valladolid y Palencia). Su presencia se predice en 12 cuadrículas bien prospectadas, lo que hace presumir que el resultado es poco fiable. Como mucho se aconsejaría visitar el norte de Valladolid y Zamora, y las zonas propuestas en Madrid y Cuenca en busca de esta especie.

Para especies de distribución muy restringida pero con tendencias migratorias, como *E. charlonia*, la distribución potencial obtenida ampliando el margen de confianza de la predicción puede tener significado como posible vía de dispersión. *E. charlonia* tiene una distribución propia de zonas áridas, además de bastante restringida, aunque existan ambientes similares en sus zonas próximas que podrían resultar propicias para albergar a la especie. Esto probablemente esté indicando que es una especie relictica que ha quedado limitada a pequeños espacios debido a determinadas características ambientales, o bien, que está en un período muy incipiente de su expansión y todavía no ha alcanzado todas las localidades a las que podría llegar. Además según se amplía el

intervalo de confianza, aumenta la predicción de cuadrículas del interior (que son más áridas que la costa cercana). La primera cuadrícula predicha por DOMAIN (30SWG57) no se encuentra bien estudiada (Figura 7), por lo que sería un sitio prioritario para buscar a esta especie.

La predicción de la distribución de *L. achine* se encuentra bastante centrada en zonas de los alrededores de donde se ha citado la especie. Cabe mencionar la cuadrícula de la Sierra de los Ancares ya que se aleja un poco de la distribución conocida de la especie, siendo interesante comprobar su presencia en esta cuadrícula. Todas las cuadrículas predichas son áreas ricas en robledales y hayedos, siendo la distribución de esta especie propia de bosques templados caducifolios. La distribución que propone el programa Desktop GARP puede encontrarse influenciada por las precipitaciones, ya que todas las cuadrículas predichas se encuentran entre las zonas de mayores precipitaciones de la Península Ibérica. Es lógico por otra parte al ver la distribución general de esta especie a nivel mundial (abundante en gran parte de Europa y Asia) que la entrada a la Península Ibérica la realice a través de los Pirineos como parece sugerir Desktop GARP.

En cuanto a *M. nausithous* llama la atención que no ha sido predicha por el modelo en los Pirineos, donde de hecho, la especie no ha sido encontrada, a pesar de la presencia de su planta nutricia, *Sanguisorba officinalis*, y la especie de hormiga con la que se asocia (Munguira *et al.*, 1997; Tolman & Lewington, 2002). Ello aumenta la confianza en que la predicción sea razonable. La cuadrícula 30TTN66 es predicha en primer lugar por el programa, con lo que tiene una gran probabilidad de encontrarse allí, además en este lugar se encuentra presente su planta nutricia (Munguira *et al.*, 1997; Tolman & Lewington, 2002). También la cuadrícula 30TWM13 sería preferente a la hora de realizar un muestreo, encontrándose esta cuadrícula en el interior del área de distribución conocida de la especie. Por otra parte, el modelo ha predicho su posible existencia en el Macizo de Ayllón cuando se amplían los valores del intervalo de confianza, y realmente se conoce la existencia una nueva cita que no se encuentra en la base de datos utilizada que sitúa a esta especie en esta localidad (F. J. Lamata, com. pers.). Esto muestra el grado de fiabilidad de predicción del modelo a ese intervalo de confianza, con lo que es harto probable que las otras cuadrículas que predice a ese nivel también puedan albergar a la especie (como las cuadrículas que predice en Picos de Europa, en la Sierra de la Demanda, en la Sierra de Albarracín y en la Sierra de Guadarrama).

M. aetherie presenta casi todas las cuadrículas predichas cercanas a la actual distribución conocida de la especie, salvo por una cuadrícula situada en Valencia, convirtiéndose en posible lugar a muestrear. *M. aetherie* tiene una distribución repartida

por el norte de África, en zonas cálidas y secas, con lo que es más difícil que se encuentre en las zonas del norte de la Península que predice Desktop GARP.

Las predicciones para *P. apollo* incluyen el macizo de Gredos, donde su presencia se presumió hace tiempo (por ejemplo: Gómez-Bustillo & Fernández-Rubio, 1974) sin haber sido nunca comprobada. Otras cuadrículas de interés son las predichas en Guadalajara, comprobando previamente la existencia de su planta nutricia (*Sedum album*) (Tolman & Lewington, 2002). Otras zonas que proponían estos autores como posibles áreas dónde puede estar presente esta especie, como son la Sierra de Alcaraz o los Montes de Toledo, no aparecen predichos por DOMAIN como zonas probables. En Desktop GARP aparecen, pero como mucho en el 70% de los modelos, aunque suele ser en un porcentaje menor (Figura 16).

Para *P. mnemosyne*, el hecho de que la predicción, basada en sus localidades conocidas de la vertiente sur del Pirineo, se concentrase casi por completo en territorio francés, puede ser indicativo de lo marginal de los enclaves apropiados para esta especie en España, y en consecuencia, de la fragilidad de los mismos. Cuando se tienen en cuenta menores intervalos de confianza de DOMAIN, puede pensarse que esta especie ha podido extinguirse en el Sistema Cantábrico, donde existen características favorables para su presencia. *P. mnemosyne* se distribuye por encima de los 1.100 metros de altitud, algo en principio no limitante en ninguna de las dos áreas (tanto Pirineos con unas altitudes de hasta aproximadamente 3.400 metros ó 2.600 en Picos de Europa). Sin embargo, las cuadrículas que predice DOMAIN en primer lugar (color rojo y morado, Figura 17) se encuentran siempre en los Pirineos, zona que presenta mayor altitud. El programa la predice en la Sierra de los Ancares antes que en Picos de Europa, cuando por razones de altitud se tiende a pensar que sería al contrario. La predicción que presenta Desktop GARP para esta especie es muy similar a la obtenida para *L. achine*, aunque para el primer caso se considera toda la zona de los pirineos y no sólo las zonas de menor altitud.

P. hippolyte tiene también una distribución centrada en zonas esteparias, pero algo diferente a la que presenta *E. charlonia*, de ahí que esta especie también haya sido considerada en el estudio. Las cuadrículas predichas por DOMAIN se encuentran entre las de la distribución conocida de la especie, mientras que Desktop GARP la predice por todas las zonas esteparias de la Península, tanto en zonas de altas como de bajas precipitaciones.

En el caso de *P. cinarae*, DOMAIN predice su presencia en la cuadrícula 30TWK63, insuficientemente estudiada, con lo que es una firme candidata para realizar un muestreo exhaustivo en busca de esta especie. Cuando se disminuyen los intervalos de confianza, se añaden cuadrículas en el sistema Ibérico y en el Sistema Central,

ambos sistemas bastante cercanos a la distribución conocida de la especie y con altitudes similares. No es de extrañar la distribución obtenida, ya que hay otras especies que presentan una distribución real conocida similar a la que está prediciendo el modelo, como pueden ser *Plebejus argus*, *Aricia eumedon* y *Polyommatus fabressei*.

Otras cuadrículas a considerar para futuros muestreos, serían la 30TTK54 y 30TTK96, predichas por DOMAIN para *P. sidae*. Esta especie se encuentra distribuida de manera más abundante por Italia y el Sureste de Francia, por lo que era de esperar que se encontrara en un mayor número de localidades a lo largo de la Península. Cuando se amplía el intervalo de confianza hasta tres niveles, aparecen unas cuadrículas aisladas interesantes. Son la 30TWK68 (en Cañizares, Cuenca), 30SVG33 (Colomera, Granada) y 30SVG44 (Puerto del Zegri, Granada) todas alrededor de los 1.000 metros de altitud. La predicción producida por Desktop GARP no ha sido tenida en cuenta, ya que además de presentar un patrón bastante abigarrado, 25 de los modelos no presentaron valores significativos de χ^2 .

Por último, en el caso de *S. pruni* muchas de las citas de la base de datos pueden ser poco fiables, como la cuadrícula correspondiente a Lés (Lérida). Además el modelo sólo predice una cuadrícula en sus alrededores y a bajos niveles de confianza. Localidades como ésta (Valle de Arán) son poco mediterráneas, mientras que otras de las zonas que predice son muy mediterráneas, lo que confirma la hipótesis de que es una especie de la que no se conoce muy bien su distribución. Las zonas predichas por Desktop GARP son ricas en robledales, hayedos y quejigares, y de precipitaciones abundantes.

En conclusión, es posible que la predicción no sea lo suficientemente contrastada o explícita para cada especie concreta. Podría objetarse la elección de un número tan reducido de variables, pero parecen ser un número suficiente, ya que existen trabajos anteriores con cinco variables climáticas que produjeron resultados satisfactorios (Carpenter *et al.*, 1993) o incluso con menos (Luoto *et al.*, 2006). En posteriores estudios merecería la pena ver cómo afecta la introducción de otras variables como la latitud, longitud, la temperatura del mes más frío (Stefanescu *et al.*, 2004), la productividad vegetal o el déficit hídrico entre otras. Sin embargo, con todo, los resultados son muy prometedores indicando que al menos desde el punto de vista de las variables ambientales más usuales, la distribución de diversas especies de interés puede todavía perfilarse con más detalle e incluso, en ciertos casos aumentar de forma sensible con respecto a la conocida. De hecho, se ha encontrado la presencia de determinadas especies en algunas de las cuadrículas predichas por los modelos, lo que demuestra que la metodología utilizada puede ser válida para el diseño de futuros muestreos con especies raras y amenazadas. Por otro lado, la posible mejora de los conocimientos

faunísticos sobre estos insectos puede ayudar a mejorar el diseño de la red de espacios naturales protegidos en el área de estudio, debido a que en el mejor de los casos sólo el 18,4% de las cuadrículas predichas se encontraría dentro de la red de espacios protegidos actual, disminuyendo este porcentaje hasta el 10,7% si se consideran los espacios que presenten más del 15% de su superficie protegida.

CONCLUSIONES



Foto: *Iphiclides feisthamelii* (Linnaeus, 1758). Tomada por Helena Romo.

La localización de áreas de alta concentración de diversidad requiere un adecuado cartografiado de la distribución geográfica detallada de las especies de mariposas (Van Swaay & Warren, 1999). La carencia de este conocimiento dificulta tanto el diseño de una legislación eficaz relativa a la protección de especies y hábitats, como la aplicación de la existente.

El grado de conocimiento de la distribución de las diferentes especies de mariposas diurnas es todavía deficitario en amplias zonas de Galicia, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Andalucía, depresión del Ebro, Sur de Portugal, Levante y Baleares. Además, del resto de cuadrículas de 10 km de lado de las que se poseen datos, solamente un 6,8% se puede presumir suficientemente estudiado. La cobertura faunística con una rejilla de mayor escala, la red de cuadrículas de 50 km de lado, es más satisfactoria. Más del 80% de estas cuadrículas cumplen un mínimo de requisitos y el 62,3% del total puede considerarse suficientemente prospectado. En este caso, las cuadrículas bien muestreadas se encuentran repartidas por todas las regiones biogeográficas eco-fisiográficas de la Península, y por la mayoría de las basadas en la fauna de mariposas, incluso a pesar de la existencia de ciertos sesgos espaciales que influyen en la distribución del esfuerzo de muestreo. La distribución geográfica de la estima de este esfuerzo señaló que las colectas se han concentrado principalmente en las áreas montañosas (Pirineos, Cordillera Cantábrica, Sistema Central, Ibérico y la cordillera Bética) y la costa sur mediterránea y la atlántica oeste (además de unas pequeñas zonas a lo largo del límite Portugués-Español).

Las mariposas diurnas tienen preferencia por lugares de elevada altitud o que presentan diferencias de altitud importantes, donde la temperatura media anual no sea muy elevada, y evitan tanto un marcado clima mediterráneo como precipitaciones muy superiores a la media. Los resultados demostraron que el efecto de la medida del esfuerzo de muestreo influye de manera decisiva en el conocimiento de la distribución de la riqueza de mariposas, no siendo suficientemente explicativos aquellos modelos basados únicamente en variables ambientales. Por tanto, el esfuerzo de muestreo es una variable necesaria para que la selección de variables ambientales efectuada sea más realista. Controlada esta variable, la altitud máxima y la distancia a Pirineos, resultaron ser las más explicativas de la riqueza de especies, denotando un leve patrón península.


Por otro lado se comprobó que las regiones biogeográficas clasificadas según los taxones que en ellas habitan se asemejan a los patrones encontrados en otros grupos taxonómicos (Moreno *et al.*, 1998; Vargas *et al.*, 1998; Hortal *et al.*, 2000; Ribera, 2000; García-Barros *et al.*, 2002; Palomo & Gisbert, 2002; Carrascal & Lobo, 2003; García-Barros, 2003; Garcia-Pereira *et al.*, 2003; Hortal *et al.*, 2003; Martín & Gurrea, 2003), distinguiendo una división en zona Norte y preferencia por sistemas


montañosos, y zona Sur. Además, el área de estudio presentó un patrón regular en cuanto a las especies de mariposas se refiere, no presentando elevados valores de extensión y exclusividad de especies.


Las mariposas son insectos muy vulnerables a los cambios climáticos, a los producidos en las condiciones de su hábitat, a los que afectan a sus plantas nutricias, a la creciente urbanización destructora de su hábitat, o a acciones relacionadas con el turismo, como la creación de parques recreativos o pistas de esquí (Collins & Wells, 1987; Viejo *et al.*, 1990; Erhardt & Thomas, 1991; Munguira & Martín, 1999; Parmesan *et al.*, 1999; Warren *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2002; Munguira *et al.*, 2003). Además, presentan ciclos de vida cortos, que hacen que su capacidad de respuesta a factores ambientales sea más rápida (Ehrlich, 1992), lo que junto con su taxonomía y ecología relativamente bien conocidas, la gran diversidad de especies existentes y la facilidad de su observación (Brown, 1991), las convierte en un grupo adecuado para advertir con cierta antelación cambios ambientales que afectan al planeta (Blair, 1999; Stefanescu *et al.*, 2003), favoreciéndolas como indicadores de la calidad de conservación de los ecosistemas (New, 1991; Kremen, 1992; Cleary, 2004; Koh & Sodhi, 2004; Cremene *et al.*, 2005). En el caso ibérico, la cobertura de la actual red de espacios naturales no da la protección suficiente a todas las especies de mariposas, aunque en este aspecto este grupo se encuentre favorecido frente a otros grupos taxonómicos. Se están llevando a cabo ciertos avances para proteger especies que antes no se encontraban en la red de espacios protegidos, como por ejemplo la creación de un parque natural en la Serranía de Cuenca que facilitará la protección de *Pyrgus cinarae*. Pero con todo, todavía quedan cuatro especies que no se encuentran dentro de ninguna zona protegida, además de varias especies con poblaciones de escaso número y alto riesgo de extinción. Por tanto, se resalta la necesidad de añadir nuevas áreas a la actual red de espacios protegidos y se sugiere una primera aproximación a la complementación de esta red. La preservación de áreas en las cuadrículas propuestas (Capítulo 6) ayudaría cuanto menos a proteger una población de todas las especies y a reforzar la protección ya existente para las más vulnerables.


Ante la necesidad de más información acerca de la distribución de estos insectos, la propuesta obvia es realizar muestreos en las áreas deficitarias en datos, pero ante la dificultad que esto supone, se recurre a modelos predictivos para facilitar esta tarea. La modelización del área de distribución de 13 especies de interés por su rareza muestra que la mayoría de las cuadrículas predichas se encuentran insuficientemente estudiadas.


CONCLUSIONES


 1. Se ha encontrado una medida sencilla y eficaz del esfuerzo de muestreo en mariposas ibero-baleares: el número de registros. Esta es la variable que presenta una mayor correlación con el porcentaje de especies encontradas por unidad de área.


 2. En el área de estudio, el número de cuadrículas bien muestreadas a una escala con cierto detalle es bastante bajo, como mucho un 16,8% de las cuadrículas de 10 km de lado. Esta cantidad se eleva hasta un 81,1% en el caso de cuadrículas de 50 km de lado. Las cuadrículas que coinciden en ser señaladas en todos los métodos son 435 en el caso de las cuadrículas de 10 km de lado (6,8%) y 175 cuadrículas en el de las de 50 km de lado (62,3%). Estas cuadrículas que reúnen los requisitos más exigentes, se distribuyen por parte de los Pirineos y Sistema Cantábrico, el Sistema Central y Penibético, y las regiones más occidentales de Portugal.


 3. El porcentaje de cuadrículas de 50 km de lado bien muestreadas en cada región eco-fisiográfica considerada variaba entre 20% y 46%, y entre el 0% y 36% en las regiones basadas en la fauna de mariposas. Las cuadrículas bien muestreadas no se concentran en una única región biogeográfica, aunque en el segundo caso se aprecian varias regiones donde la calidad de los inventarios es mejor.


 4. La diversidad de especies de mariposas observada está sesgada por los patrones de muestreo. Las variables ambientales, espaciales y de uso del suelo explicaron, en conjunto, el 70% de la variación de la distribución del número de registros, concentrándose éstos en el Noreste de la Península y la zona de Madrid. Estas mismas variables explicaron un 27% de la completitud de los inventarios. Las variables más relevantes fueron las espaciales, sugiriendo un gradiente a lo largo del eje Noreste-Suroeste según se aleja del centro de la Península.


 **5.** La riqueza de mariposas ibéricas se encuentra relacionada con factores geográficos. Controlando la completitud del inventario, las variables que mejor explican esta riqueza son la altitud máxima y la distancia a Pirineos.


 **6.** Se han obtenido siete regiones principales utilizando las mariposas como criterio de agrupación, que recuerdan a las anteriormente propuestas por otros autores para diversos grupos taxonómicos.

 **7.** Las zonas más ricas en cuanto a número de especies son el Pirineo Central, la Cordillera Cantábrica, el Sistema Central, Sierra Nevada, la Sierra de Alcaraz (Sierras Béticas) y la sierra de Gerês. Las dos cuadrículas de 10 km de lado con mayor riqueza de mariposas se correspondieron con el Parque Nacional de Ordesa y Viella, con 139 especies cada una.


 **8.** La red de espacios protegidos de España y Portugal no da cobertura a todas las especies de mariposas ibéricas. Cinco especies raras o amenazadas no están presentes en la red.

 **9.** El número mínimo de cuadrículas de 10 km de lado imprescindibles para que, en conjunto, todas las especies de mariposas ibero-baleares estuvieran representadas, es de 16. Nueve de ellas no forman parte de la red de espacios protegidos de España y Portugal y tres no se encuentran en los Lugares de Interés Comunitario.

 **10.** En virtud de los dos puntos anteriores y de otros análisis efectuados con especies amenazadas, endémicas y raras, se proponen 18 cuadrículas para complementar la actual red de espacios naturales protegidos de España y Portugal y nueve cuadrículas adicionales que son relevantes por las especies de mariposas que albergan.

 **11.** De los programas utilizados para predecir distribuciones potenciales de las especies de mariposas, DOMAIN ajusta las predicciones de manera más

conservadora que Desktop GARP, por lo que es propuesto como método preferente para situaciones similares (un número limitado de especies pero de las que se requiere exactitud en su predicción, posible escasez en el número de registros y origen heterogéneo de los datos).

 **12.** La mayoría de las cuadrículas predichas por el programa DOMAIN se sitúan en los sistemas montañosos, cercanas a las cuadrículas de distribución conocida de las especies y se encuentran insuficientemente estudiadas. Destacan las zonas de Pirineos, Cordillera Cantábrica, Sistemas Ibérico, Central y Penibético en España, y Estremadura y Algarve en Portugal.

BIBLIOGRAFÍA



Foto: Macho de *Polyommatus icarus* (Rottemburg, 1775). Tomada por Helena Romo.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLEN, A. P., GILLOOLY, J. F. & BROWN, J. H., 2007. Recasting the species-energy hypothesis: the different roles of kinetic and potential energy in regulating biodiversity. Pp.: 283-299. In: D. Storch, P.A. Marquet & J.H. Brown (eds.). *Scaling biodiversity*. Cambridge University Press. Cambridge.
- ANDERSON, R. P., LEW, D. & PETERSON, A. T., 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, **162**: 211-232.
- ANDO, A., CAMM, J., POLASKY, S. & SOLOW, A., 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science*, **279**: 2126-2128.
- ANTÚNEZ, A. & MÁRQUEZ, A. L., 1992: Las escalas en Biogeografía. En: J. M. Vargas, R. Real & A. Antúnez (eds.). *Objetivos y métodos biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología*. Monografías de Herpetología, **2**: 31-38.
- ARAÚJO, M. B., 1999. Distribution patterns of biodiversity and the design of representative network in Portugal. *Diversity and Distributions*, **5**: 151-163.
- ARAÚJO, M. B., 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, **12**(1): 5-12.
- ASHER, J., WARREN, M. S., FOX, R., HARDING, P. T., JEFFCOATE, G. & JEFFCOATE, S., 2001. *The Millennium Atlas of Butterflies in Britain and Ireland*. Oxford University Press. Oxford. 433 pp.
- AUSTIN, M. P., 1980. Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio*, **42**: 11-21.
- AUSTIN, M.P., PAUSAS, G.J. & NICHOLLS, A.O., 1996. Patterns of tree species richness in relation to environment in south-eastern New South Wales, Australia. *Australian Journal of Ecology*, **21**: 154-164.
- AUTOCAD, 2004. *User's Guide AutoCAD*. Autodesk, Inc. Paris, Francia.
- BADGLEY, C. & FOX, D. L., 2000. Ecological biogeography of North American mammals: species density and ecological structure in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography*, **27**(6): 1437-1467.
- BAGLEY, S. C., WHITE, H. & GOLOMB, B. A., 2001. Logistic regression in the medical literature: Standards for use and reporting, with particular attention to one medical domain. *Journal of Clinical Epidemiology*, **54**(10): 979-985.
- BALDAUF, S. L., 2003. Phylogeny for the faint of heart: a tutorial. *TRENDS in Genetics*, **19**(6): 345-351.
- BALLETO, E., 1995. Endemism, areas of endemism, biodiversity and butterfly conservation in the Euro-Mediterranean area. *Bollettino Del Museo Regionale Di Scienze Naturali – Torino*, **13**: 445-491.
- BALLETTO, E. & CASALE, A., 1991. Mediterranean insect conservation. Pp.: 121-142. In: N. M. Collins & J. A. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, Londres

- BALMFORD, A. & GASTON, K. J., 1999. Why biodiversity surveys are good value. *Nature*, **398**(6724): 204-205.
- BALMFORD, A., MOORE, J. L., BROOKS, T., BURGESS, N., HANSEN, L. A., WILLIAMS, P. & RAHBEK, C., 2001. Conservation Conflicts Across Africa. *Science*, **291**: 2616-2619.
- BARONI-URBANI, C., 1980. A statistical table for the degree of coexistence between two species. *Oecologia*, **44**: 287-289.
- BARONI-URBANI, C. & BUSER, M. W., 1976. Similarity of binary data. *Systematic zoology*, **25**:251-259.
- BARRIENTOS, J. A., 1988. *Bases para un curso práctico de Entomología*. Editado por Asociación española de Entomología. Salamanca. 754 pp.
- BLACKBURN, T. M. & GASTON, K. J. (Eds.), 2003. *Macroecology. Concepts and consequences*. Blackwell Publishing. Malden. 442 pp.
- BLAIR, R. B., 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity?. *Ecological Applications*, **9**(1): 164-170.
- BILTON, D. T., MIROL, P. M., MASCHERETTI, S., FREDGA, K., ZIMA, J. & SEARLE, J. B., 1998. Mediterranean Europe as an area of endemism for small mammals rather than a source for northwards postglacial colonization. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **265**(1402): 1219-1226.
- BLANCA, G., 2002. *Flora amenazada y endémica de Sierra Nevada*. Universidad de Granada. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Granada. 407 pp.
- BLÁZQUEZ, A., NIETO, M. A. & HERNÁNDEZ, J. L., 2003. *Mariposas diurnas de la provincia de Cádiz*. Junta de Extremadura, Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Mérida. 211 pp.
- BONN, A., RODRIGUES, A. S. L. & GASTON, K. J., 2002. Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale?. *Ecology Letters*, **5**(6): 733-741.
- BRANCO, M., MONNEROT, M., FERRAND, N. & TEMPLETON, A. R., 2002. Postglacial dispersal of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula reconstructed from nested clade and mismatch analyses of mitochondrial DNA genetic variation. *Evolution*, **56**(4): 792-803.
- BROOKS, T., DA FONSECA, G. A. B. & RODRIGUES, A. S. L., 2004. Species, data, and conservation planning. *Conservation Biology*, **18**: 1682-1688.
- BROWN, J. S., 1995. *Macroecology*. The University of Chicago Press. Chicago. 269 pp.
- BROWN, J. W., 1987. The Peninsular Effect in Baja-California - an Entomological Assessment. *Journal of Biogeography*, **14**(4): 359-365.
- BROWN, J. W. & OPLER, P. A., 1990. Patterns of Butterfly Species Density in Peninsular Florida. *Journal of Biogeography*, **17**(6): 615-622.
- BROWN, K. S., 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. Pp.: 349-404. In: N. M. Collins & J. A. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.

- BRYANT, S. R., THOMAS, C. D. & BALE, J. S., 1997. Nettle-feeding nymphalid butterflies: temperature, development and distribution. *Ecological Entomology*, **22**(4): 390-398.
- BRYANT, S. R., THOMAS, C. D. & BALE, J. S., 2002. The influence of thermal ecology on the distribution of three nymphalid butterflies. *Journal of Applied Ecology*, **39**(1): 43-55.
- BURLEY, F. W., 1988. Monitoring biological diversity for setting priorities in conservation. Pp.: 227-230. In: E. O. Wilson (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC.
- BURNHAM, K. P. & OVERTON, W. S., 1979. Robust estimation of the size of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, **60**: 927-936.
- BUSACK, S. D. & HEDGES, S. B., 1984. Is the Peninsular Effect a Red Herring. *American Naturalist*, **123**(2): 266-275.
- BUSACK, S. D. & JAKSIC, F. M., 1982. Ecological and historical correlates of Iberian herpetofaunal diversity: an analysis at regional and local levels. *Journal of Biogeography*, **9**(4): 289-302.
- CABEZA, M. & MOILANEN, A., 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**: 242-248.
- CAGNIN, M., MORENO, S., ALOISE, G., GAROFALO, G., VILLAFUERTE, R., GAONA, P. & CRISTALDI, M., 1998. Comparative study of Spanish and Italian terrestrial small mammal coenoses from different biotopes in Mediterranean peninsular tip regions. *Journal of Biogeography*, **25**(6): 1105-1113.
- CARPENTER, G., GILLISON, A. N. & WINTER, J., 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, **2**: 667-680.
- CARRASCAL, L. M. & LOBO, J., 2003. Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. Pp.: 651-668. In: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 733 pp.
- CARRASCAL, L. M., PALOMINO, D. & LOBO, J. M., 2002. Patrones de preferencias de hábitat y de distribución y abundancia invernal de aves en el centro de España. Análisis y predicción del efecto de factores ecológicos. *Animal Biodiversity and Conservation*, **25.1**: 7-40.
- CARRASCAL, L. M., PALOMINO, D. & SEOANE, J., 2006. Fundamentos ecológicos y biogeográficos de la rareza de la avifauna madrileña: una propuesta de modificación del catálogo regional de especies amenazadas. *Graellsia*, **62**(número extraordinario): 483-507.
- CARRIÓN, J. & MUNGUIRA, M. L., 2001. La conservación de mariposas diurnas en espacios protegidos. *Quercus*, **184**: 12-17.
- CARRIÓN, J. & MUNGUIRA, M. L., 2002. Conservación de mariposas diurnas en los parques protegidos de España peninsular. *Ecología*, **16**: 287-302.
- CASTRO, I., MORENO, J. C., HUMPHRIES, C. & WILLIAMS, P., 1996. Strengthening the Natural and National Park system of Iberia to conserve vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **121**: 189-206.

- CATENA, A., RAMOS, M. M. & TRUJILLO, H. M., 2003. *Análisis multivariado. Un manual para investigadores*. Biblioteca Nueva, Manuales de universidad. 413 pp.
- CEBALLOS, G., GÓMEZ DE SILVA, H. & DEL CORO ARIZMENDI, M. A., 2002. Áreas prioritarias para la conservación de las aves de México. *Biodiversitas*, **41**: 2-7.
- CERRILLO, M. I., DANA, E. D., CASTRO, H., RODRIGUEZ-TAMAYO, M. L. & MOTA, J. F., 2002. Selección de áreas prioritarias para la conservación de flora gipsícola en el sureste de la Península Ibérica. *Revista Chilena De Historia Natural*, **75**(2): 395-408.
- CHAO, A., 1984. Non-parametric 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.
- CHAZDON, R. L., COLWELL, R. K., DENSILOW, J. S. & GUARIGUATA, M. R., 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. Pp.: 285-309. In: F. Dallmeier & J. A. Comiskey (eds.). *Forest Biodiversity Research. Monitoring and Modeling: Conceptual background and Old World Case Studies*, Parthenon Publishing. Paris.
- CHOI, S. W., 2004. Trends in butterfly species richness in response to the peninsular effect in South Korea. *Journal of Biogeography*, **31**(4): 587-592.
- CLARK LABS, 2000. Global Change Data Archive, vol., 3. 1 km. Global Elevation Model. CD-Rom, Clark University.
- CLARK LABS, 2003. Idrisi Kilimanjaro. GIS software package. Clark Labs.
- CLARKE, A. W., 2007. Climate and diversity: the role of history. Pp.: 226-257. In: D. Storch, P.A. Marquet & J.H. Brown (eds.). *Scaling biodiversity*. Cambridge University Press. Cambridge.
- CLEARY, D. F. R., 2004. Assessing the Use of Butterflies as Indicators of Logging in Borneo at Three Taxonomic Levels. *Journal of Economic Entomology*, **97**(2): 429-435.
- COFRÉ, H. & MARQUET, P., 1999. Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biological Conservation*, **88**: 53-68.
- COHEN, J. E., 1997. Conservation and human population growth: what are the linkages?. Pp.: 29-42. In: S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak & G. E. Likens (eds.). *The Ecological basis of conservation*. Chapman & Hall, New York.
- COLLINS, N. M. & WELLS, S. M., 1987. *Invertebrates in need of special protection in Europe*. Nature and environment series, 35. Council of Europe, Strasbourg. 162 pp.
- COLWELL, R. K., 1997. *EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples* (Software and User's Guide). Versión 5.0.1. Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- COLWELL, R. K., 2000. *EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples* (Software and User's Guide). Versión 6.0b1. Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

- 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**(1311): 101-118.
- COMISIÓN INTERNACIONAL DE NOMENCLATURA ZOOLOGICA, 1999. *International Code of Zoological Nomenclature adopted by the International Union of Biological Sciences*. Fourth Edition. International Trust for Zoological Nomenclature, c/o The Natural History Museum, London. 306 pp.
- COOK, R. E., 1969. Variation in Species Density of North American Birds. *Systematic Zoology*, **18**(1): 63-64.
- COWLEY, M. J. R., THOMAS, C. D., THOMAS, J. A. & WARREN, M. S., 1999. Flight areas of British butterflies: assessing species status and decline. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **266**(1428): 1587-1592.
- COX, C. B., 2001. The biogeographic regions reconsidered. *Journal of biogeography*, **28**: 511-523.
- CRAWLEY, M.J., 1993. *GLM for Ecologists*. Blackwell Scientific Publications.
- CREMENE, C., GROZA, G., RAKOSY, L., SCHILEYKO, A. A., BAUR, A., ERHARDT, A. & BAUR, B., 2005. Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, **19**(5): 1606-1618.
- CRISCI, J., LANTERI, A. & ORTIZ-JAUREGUÍZAR, E., 1994. Programas de computación en sistemática y biogeografía histórica: revisión crítica y criterios para su selección. Pp: 207-225. En: J. Llorente-Bousquets & I. Luna Vega (compiladores). *Taxonomía biológica*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- CSUTI, B., POLASKY, S., WILLIAMS, P. H., PRESSEY, R. L., CAMM, J. D., KERSHAW, M., KIESTER, A. R., DOWNS, B., HAMILTON, R., HUSO, M. & SAHR, K., 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation*, **80**(1): 83-97.
- CURRIE, D. J., 1991. Energy and Large-Scale Patterns of Animal-Species and Plant-Species Richness. *American Naturalist*, **137**(1): 27-49.
- CURRIE, D. J., 2007. Regional-to-global patterns of biodiversity, and what they have to say about mechanisms. Pp.: 258-282. In: D. Storch, P.A. Marquet & J.H. Brown (eds.). *Scaling biodiversity*. Cambridge University Press. Cambridge.
- DE CANDOLE, A. P., 1820. Géographie botanique. Pp. : 359-422. In: F. Cuvier (ed.). *Dictionnaire des Sciences Naturelles*, 18. FG Levrault. Strasbourg.
- DE JONG, H., 1998. In search of historical biogeographic patterns in the western Mediterranean terrestrial fauna. *Biological Journal of Linnean Society*, **65**: 99-164.
- DE KLERK, H. M., FJELDSA, J., BLYTH, S. & BURGESS, N. D., 2004. Gaps in the protected area network for threatened Afrotropical birds. *Biological Conservation*, **117**(5): 529-537.
- DE LA MONTAÑA, E. & REY BENAYAS, J. M., 2002. ¿Coinciden los espacios naturales protegidos con las áreas relevantes de diversidad de herpetofauna en España peninsular y

- Baleares? *Ecosistemas*, **2** (año XI).
<http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion2.htm>.
- DE VIEDMA, M. G. & GÓMEZ-BUSTILLO, M. R., 1976. *Libro Rojo de los lepidópteros ibéricos*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 117 pp.
- DE VIEDMA, M. G. & GÓMEZ-BUSTILLO, M. R., 1985. *Revisión del Libro Rojo de los lepidópteros ibéricos*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 80 pp.
- DENNIS, R. L. H., 1993. *Butterflies and climate change*. Manchester University Press. Manchester & New York. 301 pp.
- DENNIS, R. L. H. & HARDY, P. B., 1999. Targeting cells for survey: predicting species richness and incidence for a butterfly atlas. *Global Ecology & Biogeography*, **8**: 443–454.
- DENNIS, R. L. H. & SHREEVE, T. G., 1991. Climatic-change and the British butterfly fauna – opportunities and constraints. *Biological conservation*, **55**: 1-16.
- DENNIS, R. L. H. & SHREEVE, T. G., 2003. Gains and losses of French butterflies: tests of predictions, under-recording and regional extinction from data in a new atlas. *Biological Conservation*, **110**: 131-139.
- DENNIS, R. L. H., SHREEVE, T. G., ISAAC, N. B., ROY, D. B., HARDY, P. B., FOX, R. & ASHER, J., 2006. The effects of visual apparency on bias in butterfly recording and monitoring. *Biological Conservation*, **128**(4): 486-492.
- DENNIS, R. L. H., SHREEVE, T. G., SPARKS, T. H. & LHONORE, J. E., 2002. A comparison of geographical and neighbourhood models for improving atlas databases. The case of the French butterfly atlas. *Biological Conservation*, **108**: 143-159.
- DENNIS, R. L. H., SHREEVE, T. G. & WILLIAMS, W. R., 1991. A multivariate approach to the determination of faunal structures among European butterfly species (Lepidoptera: Rhopalocera). *Zoological Journal of the Linnean Society*, **101**: 1-49.
- DENNIS, R. L. H., SHREEVE, T. G. & WILLIAMS, W. R., 1995. Affinity gradients among European butterflies: evidence for an historical component to species distributions. *Entomologist's Gazette*, **46**: 141-153.
- DENNIS, R. L. H., SPARKS, T. H. & HARDY, P. B., 1999. Bias in butterfly distribution maps: the effects of sampling effort. *Journal of Insect Conservation*, **3**: 33-42.
- DENNIS, R. L. H. & THOMAS C. D., 2000. Bias in butterfly distribution maps: the influence of hot spots and recorder's home range. *Journal of Insect Conservation*, **4**: 73–77.
- DENNIS, R. L. H., WILLIAMS, W. R. & SHREEVE, T. G., 1998. Faunal structures among European butterflies: evolutionary implications of bias for geography, endemism and taxonomic affiliation. *Ecography*, **21**: 181-203
- DÍAZ-CAMBRONERO, A., 2005. *Mariposas del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. 228 pp.
- DINIZ-FILHO, J. A. F., BINI, L. M. & HAWKINS, B. A., 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, **12**(1): 53-64.

- DINIZ-FILHO, J. A. F., DE SANT'ANA, C. E. R., DE SOUZA, M. C. & RANGEL, T. F. L. V. B., 2002. Null models and spatial patterns of species richness in South American birds of prey. *Ecology Letters*, **5**(1): 47-55.
- EFRON, B., 1979. Bootstrapping methods: Another look at the jackknife. *Annals of Statistics*, **7**: 1-26.
- EGEA-SERRANO, A., OLIVA-PATERNA, F. J. & TORRALVA, M., 2006b. Amphibians in the Region of Murcia (SE Iberian peninsula): conservation status and priority areas. *Animal Biodiversity and Conservation*, **29.1**: 33-41.
- EGEA-SERRANO, A., OLIVA, F. J., VERDIELL, D., TEJEDO, M. & TORRALVA, M., 2006a. Conservación de anfibios en Murcia. *Quercus*, **239**: 26-29.
- EHRlich, P. R., 1992. Population Biology of Checkerspot Butterflies and the Preservation of Global Biodiversity. *Oikos*, **63**(1): 6-12.
- EHRlich, P. R. & RAVEN, P. H., 1964. Butterflies and Plants - a Study in Coevolution. *Evolution*, **18**(4): 586-608.
- ERHARDT, A. & THOMAS J. A., 1991. Lepidoptera as Indicators of change in the seminatural grasslands of lowland and upland Europe. Pp.: 213-236. In: N. M. Collins & J. A. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2000. *Natural Resources CD-Rom. CORINE Land Cover. Technical guide*. European Environment Agency. Available from: <http://www.eea.eu.int>.
- FELSENSTEIN, J., 1985. Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. *Evolution*, **39**: 783-791.
- FELSENSTEIN, J. F., 1995. *PHYLIP, Phylogeny Inference Package, 3.57c*. University of Washington. Seattle.
- FERNÁNDEZ HAEGER, H., GARCÍA, I. & AGUILAR, J., 1976. *Guía de las mariposas de Doñana. Naturalia Hispanica*, nº 6. Serv. Publ. Ministerio de Agricultura. Madrid, 55 pp.
- FERNÁNDEZ-RUBIO, F., 1991. *Guía de mariposas diurnas de la península Ibérica, Baleares, Canarias, Azores y Madeira. Libytheidae, Nymphalidae, Riodinidae y Lycaenidae*. Ed. Pirámide. Madrid. 406 pp.
- FERNÁNDEZ VIDAL, E. H., 1987. Sobre la presencia de *Gegenes pumilio* (Hoffmannsegg, 1804) en España (Lepidoptera: Hesperidae). *SHILAP Revta. lepid.*, **15**(60): 321-367.
- FERRIER, S., 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here?. *Systematic Biology*, **51**: 331-363.
- 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** (1): 38-49.
- FILIFE, A. F., MARQUES, T. A., SEABRA, S., TIAGO, P., RIBEIRO, F., MOREIRA DA COSTA, L., COWX, I. G. & COLLARES-PEREIRA, M. J., 2004. Selection of Priority Areas for Fish Conservation in Guadiana River Basin, Iberian Peninsula. *Conservation Biology*, **18**(1): 189-200.
- FLEISHMAN, E., MURPHY, D. D. & BRUSSARD, P. F., 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Applications*, **10**(2): 569-579.

- FOX, R., WARREN, M. S., HARDING, P. T., MCLEAN, I. F. G., ASHER, J., ROY, D. & BRERETON, T., 2001. *The State of Britain's Butterflies*. Butterfly Conservation, CEH and JNCC. Wareham, UK. 18 pp.
- FREITAG, S., HOBSON, C., BIGGS, H.C. & VAN JAARVELD, A.S., 1998. Testing for potential survey bias: the effect of roads, urban areas and nature reserves on a southern African mammal data set. *Animal Conservation*, **1**: 119–127.
- GARCÍA, A., 2006. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation*, **130**(1): 25-46.
- GARCÍA-BARROS, E., 2003. Mariposas diurnas endémicas de la región paleártica occidental: patrones de distribución y su análisis mediante parsimonia (Lepidoptera, Papilionoidea). *Graellsia*, **59**(2-3): 233-258.
- GARCÍA-BARROS, E., GARCIA-PEREIRA, P. & MUNGUIRA, M. L., 2000. The geographic distribution and state of butterfly faunistic studies in Iberia (Lepidoptera Papilionoidea Hesperioidea). *Belgian Journal of Entomology*, **2**: 111-124.
- GARCÍA-BARROS, E., GURREA, P., LUCIÁÑEZ, M. J., CANO, J. M., MUNGUIRA, M. L., MORENO, J. C., SAINZ, H., SANZ, M. J. & SIMON, J. C., 2002. Parsimony analysis of endemism and its application to animal and plant geographical distributions in the Ibero-Balearic region (western Mediterranean). *Journal of Biogeography*, **29**(1): 109-124.
- GARCÍA-BARROS, E., MARTÍN, J., MUNGUIRA, M. L. & VIEJO, J. L., 1998. Relación entre espacios protegidos y la diversidad de la fauna de mariposas (Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea) en la comunidad de Madrid: Una evaluación. *Ecología*, **12**: 423-439.
- GARCÍA-BARROS, E. & MUNGUIRA, M. L., 1999. Faunística de mariposas diurnas en España peninsular. Áreas poco estudiadas: una evaluación en el umbral del Siglo XXI (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). *SHILAP Revta. lepid.*, **27** (106): 189-202.
- GARCÍA-BARROS, E., MUNGUIRA, M. L., MARTÍN, J., ROMO, H., GARCIA-PEREIRA, P. & MARAVALTHAS, E. S., 2004. *Atlas de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e islas Baleares (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea)*. *Atlas of the butterflies of the Iberian Peninsula and Balearic Islands (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea)*. Monografías de la SEA, vol 11. Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza. 228 pp.
- GARCIA-PEREIRA, P. N. C., 2003. *Mariposas diurnas de Portugal continental: Bases para la conservación de la diversidad*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 371 pp.
- GARCIA-PEREIRA, P., GARCÍA-BARROS, E. & MUNGUIRA, M., 1999. Evaluación del conocimiento de la fauna de mariposas de Portugal continental (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). *SHILAP Revta. Lepid.*, **27**: 225-231.
- GARCIA-PEREIRA, P., GARCÍA-BARROS, E. & MUNGUIRA, M., 2003. Patrones de distribución de las mariposas diurnas en Portugal (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea, Zygaenidae). *Graellsia*, **59**: 259-271.

- GARCÍA-VILLANUEVA, V., BLÁZQUEZ, A., NOVOA, J. M. & NIETO, M. A., 1997. *Atlas de los lepidópteros ropalóceros de Extremadura*. Instituto Extremeño de Entomología. Badajoz. 122 pp.
- GASTON, K. J., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 220-227.
- GASTON, K. J. & BLACKBURN, T. M., 2003. Macroecology and conservation biology. Pp.: 345-367 en: T. M. Blackburn & K. J. Gaston (Eds.): *Macroecology. Concepts and consequences*. Blackwell Publishing.
- GASTON, K. J. & RODRIGUES, A. S. L., 2003. Reserve selection in regions with poor biological data. *Conservation Biology*, 17(1): 188-195.
- GASTON, K. J. & SPICER, J. I., 2004. *Biodiversity. An introduction*. 2ª ed. Blackwell Science, Oxford. 191 pp.
- GAUCH, H. G. & WHITTAKER, R. H., 1981. Hierarchical classification of community data. *Journal of ecology*. 69: 537-557.
- GHILLEAN, P., 2000. The Failure of Biogeographers to Convey the Conservation Message. *Journal of Biogeography*, 27(1): 51-53.
- GOLOBOFF, P., 1999. NONA, Version 2.0. Published by the author, Tucuman, Argentina. URL: <http://www.cladistics.com/aboutNona.htm>
- GÓMEZ DE AIZPÚRUA, C., 1987. *Atlas provisional lepidópteros de Madrid. Comunidad de Madrid*. Consejería de Agricultura y Ganadería. Madrid. 101 pp.
- GÓMEZ DE AIZPÚRUA, C., 1988. *Atlas provisional de los lepidópteros de la zona Norte. Distribución geográfica. Programa UTM: Lepidoptera Rhopalocera. Vol. III*. Servicio central de publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. 190 pp.
- GÓMEZ-BUSTILLO, M. R. & FERNÁNDEZ-RUBIO, F., 1974. *Mariposas de la Península Ibérica. Ropalóceros (I)*. Servicio de publicaciones del Ministerio de Agricultura. Madrid. 198 pp.
- GÓMEZ-BUSTILLO, M. R. & FERNÁNDEZ-RUBIO, F., 1974. *Mariposas de la Península Ibérica. Ropalóceros (II)*. Servicio de publicaciones del Ministerio de Agricultura. Madrid. 258 pp.
- GÓMEZ CAMPO, C., 1987. *Libro rojo de las especies vegetales amenazadas de España peninsular e islas Baleares*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 676 pp.
- GÓMEZ-LIMÓN, J., DE LUCIO, J. V. & MÚGICA DE LA GUERRA, M., 2000. *De la declaración a la gestión activa de los espacios naturales protegidos del Estado Español en el umbral del siglo XXI*. EUROPARC-España. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 94 pp.
- 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.
- GOWER, J. C., 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, 27: 857-871.

- GRAHAM, C. H., FERRIER, S., HUETTMAN, F., MORITZ, C. & PETERSON, A. T., 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution.*, **19**(9): 497-503.
- GUISAN, A. & THUILLER, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**(9): 993-1009.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**(2-3): 147-186.
- GULLAN, P. J. & CRANSTON, P. S., 2000. *The Insects. An Outline of Entomology*. Second Edition. Blackwell Science. Oxford, London. 470 pp.
- GUTIÉRREZ, D., 1996. *Variaciones espacio-temporales de los agregados de especies de lepidópteros ropalóceros en los Picos de Europa (Norte de España)*. Tesis doctoral, Universidad de Oviedo.
- GUTIÉRREZ, D., 1997. Importance of historical factors on species richness and composition of butterfly assemblages (Lepidoptera: Rhopalocera) in a northern Iberian mountain range. *Journal of Biogeography*, **24**(1): 77-88.
- HADDAD, N. M., TILMAN, D., HAARSTAD, J., RITCHIE, M. & KNOPS, J. M. H., 2001. Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: A field experiment. *American Naturalist*, **158**(1): 17-35.
- HARPER, J. L. & HAWKSWORTH, D. L., 1995. Preface. Pp.: 5-12 In: D. L. Hawksworth (ed.). *Biodiversity, Measurement and Estimation*, Chapman & Hall.
- HAWKINS, B. A. & PORTER, E. E., 2003a. Does herbivore diversity depend on plant diversity? The case of California butterflies. *American Naturalist*, **161**(1): 40-49.
- HAWKINS, B. A. & PORTER, E. E., 2003b. Water-energy balance and the geographic pattern of species richness of western Palearctic butterflies. *Ecological Entomology*, **28**(6): 678-686.
- HAWKINS, B. A., FIELD, R., CORNELL, H. V., CURRIE, D. J., GUEGAN, J. F., KAUFMAN, D. M., KERR, J. T., MITTELBACH, G. G., OBERDORFF, T., O'BRIEN, E. M., PORTER, E. E. & TURNER, J. R. G., 2003a. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, **84**(12): 3105-3117.
- HAWKINS, B. A., PORTER, E. E. & DINIZ, J. A. F., 2003b. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. *Ecology*, **84**(6): 1608-1623.
- HAWKINS, B. A., DINIZ, J. A. F., BINI, L. M., DE MARCO, P. & BLACKBURN, T. M., 2007. Red herrings revisited: spatial autocorrelation and parameter estimation in geographical ecology. *Ecography*, **30**(3): 375-384.
- HEATH, J., POLLARD, E. & THOMAS, J. A., 1984. *Atlas of Butterflies in Britain and Ireland*. Viking. London. 158 pp.
- HELTSHE, J. & FORRESTER, N.E. 1983. Estimating species richness using the Jackknife procedure. *Biometrics*, **39**: 1-11.

- HENDERSON, P. A. & SEABY, R. M. H., 1999. CAP (Community Analysis Package) versión 1.52. PISCES Conservation Ltd., IRC House, Pennington, Lymington, UK.
<http://www.irchouse.demon.co.uk/>
- HENDY, M. D. & PENNY, D., 1982. Branch and bound algorithms to determine minimal evolutionary trees. *Mathematical Biosciences*, **59**: 277-290.
- HEPPNER, J. B., 1991. Faunal regions and the diversity of Lepidoptera. *Tropical lepidoptera*, **2**(Suppl.1): 1-85.
- HEWITT, G. M., 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society*, **68**: 87-112.
- HEWITT, G., 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature*, **405**(6789): 907-913.
- HIGGINS, S. I., RICHARDSON, D. M., COWLING, R. M. & TRINDER-SMITH, T. H., 1999. Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. *Conservation Biology*, **13**(2): 303-313.
- HIJMANS, R. J., GUARINO, L., JARVIS, A., O'BRIEN, R. & MATHUR, P., 2004. *DIVA-GIS. Versión 5.2.0.2. Sistema de Información geográfica para el Análisis de Datos de Distribución de Especies*. Manual. <http://www.diva-gis.org>
- HILL, J. K., THOMAS, C. D., FOX, R., TELFER, M. G., WILLIS, S. G., ASHER, J. & HUNTLEY, B., 2002. Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. *Proceedings of the Royal Society London B: Biological Sciences*, **269**(1505): 2163-2171.
- HILL, M. O., 1979a. *TWINSPAN. A Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes*. Cornell University. New York. 90 pp.
- HILL, M. O., 1979b. *DECORANA. A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging*. Cornell University. New York. 52 pp.
- HILLIS, D. M. & BULL, J. J., 1993. An empirical test of bootstrapping as a method for assessing confidence in phylogenetic analyses. *Systematic Biology*, **42**: 182-192.
- HOLDER, M. & LEWIS, P. O., 2003. Phylogeny estimation: Traditional and Bayesian approaches. *Nature Reviews Genetics*, **4**: 275-284.
- HOLMES, M., 2002. A new species of butterflies for mainland Europe: African balbul blue *Azanus jesous*. *Atropos*, **16**: 77.
- HOPKINSON, P., EVANS, J. & GREGORY, R. D., 2000. National-scale conservation assessments at an appropriate resolution. *Diversity and Distributions*, **6**: 195-204.
- HORTAL, J., BORGES, P. A. V. & GASPAS, C., 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology*, **75**: 274-287.
- HORTAL, J., GARCIA-PEREIRA, P. & GARCÍA-BARROS, E., 2004. Butterfly species richness in mainland Portugal: predictive models of geographic distribution patterns. *Ecography*, **27**(1): 68-82.

- HORTAL, J. & LOBO, J. M., 2002. Una metodología para predecir la distribución espacial de la diversidad biológica. *Ecología*, **16**: 405-432.
- HORTAL, J., LOBO, J. M. & MARTÍN-PIERA, F., 2001. Forecasting insect species richness scores in poorly surveyed territories: the case of the Portuguese dung beetles (Col. Scarabaeinae). *Biodiversity and Conservation*, **10**(8): 1343-1367.
- HORTAL, J., LOBO, J. M. & MARTÍN-PIERA, F., 2003. Una estrategia para obtener regionalizaciones bióticas fiables a partir de datos incompletos: el caso de los escarabeidos (Coleoptera, Scarabaeinae) Ibérico-Baleares. *Graellsia*, **59**(2-3): 331-344.
- HORTAL, J., MARTÍN-PIERA, F. & LOBO, J. M., 2000. Dung beetle geographic diversity variation along a western Iberian latitudinal transect (Coleoptera: Scarabaeidae). *Annals of the Entomological Society of America*, **93**(2): 235-243.
- HOWARD, P. C., VISKANIC, P., DAVENPORT, T. R. B., KIGENYI, 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.
- HURLBERT, A. H. & WHITE, E. P., 2005. Disparity between range map- and survey-based analyses of species richness: patterns, processes and implications. *Ecology Letters*, **8**: (319-327).
- INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL, 1995. *Atlas nacional de España*, 16. Centro Nacional de Información.
- JACCARD, P. 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaudoise Sci. Nat.*, **44**: 223-270.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & HORTAL, J., 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, **8**: 151-161.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., LOBO, J. M. & LÓPEZ MARTOS, M. L., 2006. Listado actualizado de especies de araneidos y tomísidos (Araneae, Araneidae y Thomisidae) de la Comunidad de Madrid: mapas de distribución conocida, potencial y patrones de riqueza. *Graellsia*, **62**: 461-481.
- JOHNSON, R. A. & WARD, P. S., 2002. Biogeography and endemism of ants (Hymenoptera: Formicidae) in Baja California, Mexico: a first overview. *Journal of Biogeography*, **29**(8): 1009-1026.
- KERR, J. T., 2001. Butterfly species richness patterns in Canada: Energy, heterogeneity, and the potential consequences of climate change. *Conservation Ecology*, **5**(1): 10 [online] URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art10/>.
- KERR, J. T. & PACKER, L., 1997. Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. *Nature*, **385**(6613): 252-254.
- KERR, J. T. & PACKER, L., 1999. The environmental basis of North American species richness patterns among Epicauta (Coleoptera : Meloidae). *Biodiversity and Conservation*, **8**(5): 617-628.

- KERR, J. T., SOUTHWOOD, T. R. E., CIHLAR, J., 2001. Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Ecology*, **98**(20): 11365-11370.
- KERR, J. T., VINCENT, R. & CURRIE, D. J., 1998. Lepidopteran richness patterns in North America. *Ecoscience*, **5**(4): 448-453.
- KINDLMANN, P., SCHÖDELBAUEROVÁ, I. & DIXON, A. F. G., 2007. Inverse latitudinal gradients in species diversity. Pp.: 247-257. In: D. Storch, P. A. Marquet & J. H. Brown (eds.). *Scaling biodiversity*. Cambridge University Press. Cambridge.
- KIRKPATRICK, J. B., 1983. An Iterative Method for Establishing Priorities for the Selection of Nature Reserves - an Example from Tasmania. *Biological Conservation*, **25**(2): 127-134.
- KOELLNER, T., HERSPERGER, A. M. & WOHLGEMUTH, T., 2004. Rarefaction method for assessing plant species diversity on a regional scale. *Ecography*, **27**:532-544.
- KOH, L. P., 2007. Impacts of land use change on South-east Asian forest butterflies: a review. *Journal of Applied Ecology*, **44**: 703-713.
- KOH, L. P. & SODHI, N. S., 2004. Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications*, **14**(6): 1695-1708.
- KONVICKA, M., FRIC, Z. & BENES, J., 2006. Butterfly extinctions in European states: do socioeconomic conditions matter more than physical geography?. *Global Ecology and Biogeography*, **15**(1): 82-92.
- KNOPS, J. M. H., TILMAN, D., HADDAD, N. M., NAEEM, S., MITCHELL, C. E., HAARSTAD, J., RITCHIE, M. E., HOWE, K. M., REICH, P. B., SIEMANN, E. & GROTH, J., 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters*, **2**(5): 286-293.
- KREMEN, C., 1992. Assessing the Indicator Properties of Species Assemblages for Natural Areas Monitoring. *Ecological Applications*, **2**(2): 203-217.
- KRESS, W.J., HEYER, W.R., ACEVEDO, P., CODDINGTON, J., COLE, D., ERWIN, T.L., MEGGERS, B.J., POGUE, M., THORINGTON, R.W., VARI, R.P., WEITZMAN, M.J. & WEITZMAN, S.H., 1998. Amazonian biodiversity: assessing conservation priorities with taxonomic data. *Biodiversity and Conservation*, **7**: 1577-1587.
- KUDRNA, O., 2002. The distribution atlas of European Butterflies. *Oedippus*, **20**: 1-342.
- KÜHN, I., 2007. Incorporating spatial autocorrelation may invert observed patterns. *Diversity and Distributions*, **13**(1): 66-69.
- LANTERO, J. M. & JORDANA, R., 1981. Primera cita de *Erebia serotina* Fescimon & De Lesse para la fauna española. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **4**: 185-189.
- LANTERO, J. M. & JORDANA, R., 1983. *Mariposas diurnas I. Fauna de Navarra 3*. Departamento Zoología Universidad de Navarra. Colección Diario de Navarra 28. Ediciones y Libros, S. A. 243 pp.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L., 1998. *Numerical ecology*, 2nd English edition. Elsevier Science, Amsterdam.

- LEGENBRE, P., 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm?. *Ecology*, **74**(6): 1659-1673.
- LEGENBRE, P., DALE, M. R. T., FORTIN, M. J., GUREVITCH, J., HOHN, M. & MYERS, D., 2002. The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. *Ecography*, **25**(5): 601-615.
- LIPSCOMB, D., 1998. *Basics of cladistic analysis*. D. Lipscomb, Department of Biological Sciences. George Washington University. 75 pp. Disponible en <http://www.gwu.edu/~clade/faculty/lipscomb>.
- LOBO, J. M. & ARAÚJO, M. B., 2003. La aplicación de datos faunísticos para el diseño de redes de reservas: el caso de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica. *Graellsia*, **59**(2-3): 399-408.
- LOBO, J. M., CASTRO, I. & MORENO, J. C., 2001. Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*, **73**(2): 233-253.
- LOBO, J. M. & HORTAL, J., 2006. Los escarabeidos y geotrupidos de la Comunidad de Madrid: lista de especies, distribución geográfica y patrones de diversidad (Coleoptera, scarabaeoidea, scarabaeidae y geotrupidae). *Graellsia*, **62**: 419-438.
- LOBO, J. M., LUMARET, J. P. & ROBERT, P. J., 1997. Les atlas faunistiques comme outils d'analyse spatiale de la biodiversité. *Annales de la Société Entomologique de France*, **33**: 129-138.
- LOBO, J. M., LUMARET, J. P. & ROBERT, P. J., 2002. Modelling the species richness distribution of French dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) and delimiting the predictive capacity of different groups of explanatory variables. *Global Ecology & Biogeography*, **11**: 265-277.
- LOBO, J. M. & MARTÍN-PIERA, F., 2002. Searching for a Predictive Model for Species Richness of Iberian Dung Beetle Based on Spatial and Environmental Variables. *Conservation Biology*, **16**(1): 158-173.
- LOISELLE, B. A., HOWELL, C. A., GRAHAM, C. H., GOERCK, J. M., BROOKS, T., SMITH, K.G. & WILLIAMS, P. H., 2003. Avoiding Pitfalls of Using Species Distribution Models in Conservation Planning. *Conservation Biology*, **17**(6): 1591-1600.
- LOMOLINO, M., RIDDLE, B. R. & BROWN, J. H., 2005. *Biogeography*. Third edition. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts. 845 pp.
- LUOTO, M., HEIKKINEN, R. K., POYRY, J. & SAARINEN, K., 2006. Determinants of the biogeographical distribution of butterflies in boreal regions. *Journal of Biogeography*, **33**(10): 1764-1778.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. 203 pp.
- MAGRO, R., 1991. Atlas provisional de los lepidópteros ropalóceros de la superfamilia Papilionoidea Latreille, 1809, en la provincia de Valladolid. *SHILAP Revta. Lepid.*, **19**(74): 153-163.

- MAGRO, R., 1997a. Atlas provisional de los lepidópteros ropalóceros de la superfamilia Nymphaloidea Swainson, 1827, en la provincia de Valladolid. *SHILAP Revta. Lepid.*, **25**(98): 69-101.
- MAGRO, R., 1997b. Atlas provisional de los lepidópteros ropalóceros de la superfamilia Papilionidae Latreille, [1802], en Castilla y León, España (Lepidoptera: Papilionidae). *SHILAP Revta. Lepid.*, **25**(97): 5-35
- MAGURRAN, A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science. Oxford.
- MAPINFO, 1994. *Mapinfo version 3.0.2*. User manual. MapInfo Corporation. One Global View, Troy, New York.
- MARGULES, C. R., NICHOLLS, A. O. & PRESSEY, R. L., 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation*, **43**: 63-76.
- MARTÍN, J. & GURREA, P., 1990. The Peninsular Effect in Iberian Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea and Hesperioidea). *Journal of Biogeography*, **17**(1): 85-96.
- MARTÍN, J. & GURREA, P., 1999. Áreas de especiación en España y Portugal. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **23**(1-2): 83-103.
- MARTÍN, J. & GURREA, P., 2003. La distribución de las Zigenas (Lepidoptera, Zygaenidae) ibéricas: una consecuencia del efecto Península. *Graellsia*, **59**(2-3): 273-285.
- MARTÍN, J., GARCÍA-BARROS, E., GURREA, P., LUCIAÑEZ, M. J., MUNGUIRA, M., SANZ, M. J. & SIMÓN, J. C., 2000. High endemism areas in the Iberian Peninsula. *Belgian Journal of Entomology*, **2**: 47-57.
- MARTÍNEZ, I., ARAGÓN, G. & BURGAZ, A. R., 2001. Propuesta de áreas de conservación en el Sistema Ibérico Central (España) utilizando la diversidad líquénica. *Botanica Complutensis*, **25**: 129-140.
- MARTÍNEZ-MEYER, E., PETERSON, A. T. & HARGROVE, W. W., 2004a. Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecology & Biogeography*, **13**: 305-314.
- MARTÍNEZ-MEYER, E., PETERSON, A. T. & NAVARRO-SIGÜENZA, A. G., 2004b. Evolution of seasonal ecological niches in the Passerina buntings (Aves: Cardinalidae). *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **271**(1544): 1151-1157.
- MARTÍN-PIERA, F., 2001. Area Networks for Conserving Iberian Insects: A Case Study of Dung Beetles (col., Scarabaeoidea). *Journal of Insect Conservation*, **5**(4): 233-252.
- MARTÍN-PIERA, F. & LOBO, J. M., 2003. Database records as a sampling-effort surrogate to predict spatial distribution of insects in either poorly o unevenly surveyed areas. *Acta Entomológica Ibérica e Macaronésica*, **1**: 23-35.
- MARTÍN-PIERA, F. & SANMARTÍN, I., 1999. Biogeografía de Áreas y Biogeografía de Artrópodos Holárticos y Mediterráneos. *Boletín S.E.A.*, **26**: 535-560.
- MAY, R. M., 1988. How many species on earth? *Science*, **241**: 1441-1449.
- MAYR, E. & ASHLOCK, P.D., 1991. *Principles of Systematic Zoology*. Second edition, McGraw-Hill International, New York. 475 pp.

- MCCULLAGH, P. & NELDER, J.A., 1989. *Generalized linear models*. Chapman and Hall, London.
- MEANS, D. B. & SIMBERLOFF, D., 1987. The Peninsula effect: habitat-correlated species decline in Florida's herpetofauna. *Journal of Biogeography*, **14**(6): 551-568.
- MÉNDEZ, M., 2003. Avances en los métodos para la selección de reservas naturales ornitológicas. *El Draque*, **4**: 243-257.
- MORAN, P. A. P., 1950. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika*, **37**(1-2): 17-23.
- MORENO, C. E., 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T – Manuales y Tesis. S.E.A., vol. 1. Zaragoza. 84 pp.
- MORENO, M. D., 1991. *Mariposas diurnas a proteger en Andalucía*. Junta de Andalucía. Consejería de Cultura y Medio Ambiente. Agencia de Medio Ambiente. Sevilla. 118 pp.
- MORENO, J. C., CASTRO, I. & SAINZ, H., 1998. Numerical analyses of distributions of Iberian and Balearic endemic monocotyledons. *Journal of Biogeography*, **25**: 179-194.
- MORENO, J. C. & LOBO, J. M., en prensa. Pteridological regions of the Iberian Peninsula and variables able to explain it. *Plant ecology*.
- MORENO, J. C., MARTÍNEZ, R. & TAPIA, F., 2003. Estado de conservación de la flora española. Pp.: 963-971. En: A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno & S. Ortiz (eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid. 1072 pp.
- MORENO, J. C. & SAINZ, H., 1992. *Atlas corológico de las monocotiledóneas endémicas de la Península Ibérica e islas Baleares*. ICONA, Madrid. 354 pp.
- MORENO, J. C. & SAINZ, H., 1997. Nuevo ensayo fitogeográfico a partir de las monocotiledóneas endémicas ibero-baleares. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, **55**(2): 351-366.
- MORRONE, J. J., 1994. On the identification of areas of endemism. *Systematic Biology*, **43**: 438-441.
- MORRONE, J. J., 2002. Biogeographic regions under track and cladistic scrutiny. *Journal of Biogeography*, **29**: 149-152.
- MORRONE, J. J. & CRISCI, J. V., 1995. Historical biogeography- Introduction to methods. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **26**: 373-401.
- MÚGICA DE LA GUERRA, M. & GÓMEZ-LIMÓN, J., 2002. *Plan de acción para los espacios naturales protegidos del Estado Español*. EUROPARC- España. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 168 pp.
- MÚGICA DE LA GUERRA, M., GÓMEZ-LIMÓN, J., DE LUCIO, J. V. & PUERTAS, J., 2005. *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2003*. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 123 pp.
- MÜLLER, P., 1979. *Introducción a la Zoogeografía*. Editorial Blume. Junk, La Haya.
- MUNGUIRA, M. L., 1989. *Biología y Biogeografía de los licénidos ibéricos en peligro de extinción (Lepidoptera, Lycaenidae)*. Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, 462 pp.

- MUNGUIRA, M. L., 1995. Conservation of butterfly habitats and diversity in European Mediterranean countries. Pp.: 277-289. In: A. S. Pullin (ed.). *Ecology and conservation of butterflies*. Chapman & Hall, Londres.
- MUNGUIRA, M. L., GARCÍA-BARROS, E. & MARTÍN, J., 1997. Plantas nutricias de los licénidos y satirinos españoles (Lepidoptera: Lycaenidae y Nymphalidae). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **21**(1-2): 29-53.
- MUNGUIRA, M. L., GARCÍA-BARROS, E. & MARTÍN, J., 2003. Spain. Pp.: 531-554. In: C.A.M. van Swaay & M.S. Warren(eds.). *Prime butterfly areas in Europe: Priority sites for conservation*, National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries. Ministry of agriculture, Nature management and Fisheries. The Netherlands. 695 pp.
- MUNGUIRA, M. L. & MARTÍN, J., 1993. The conservation of endangered lycaenid butterflies in Spain. *Biological Conservation*, **66**: 17-22.
- MUNGUIRA, M. L. & MARTÍN, J., 1999. *Action plan for the Maculinea Butterflies in Europe*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention). Nature and environment series, 97. Council of Europe, Strasbourg. 64 pp.
- MUNGUIRA, M. L., MARTÍN, J. & REY, J. M., 1991. Use of UTM maps to detect endangered lycaenid species in the Iberian Peninsula. *Nota lepidopterológica*, Suppl. **2**: 45-55.
- 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.
- NASH, H. C., RICHARDSON, J. S. & HINCH, S. G., 1999. Spatial autocorrelation and fish production in freshwaters: a comment on Randall *et al.* (1995). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**: 1696-1699.
- NELSON, B. W., FERREIRA, C. A. C., DA SILVA, M. F. & KAWASAKI, M. L., 1990. Endemism centers, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature*, **345**: 714-716.
- NELSON, G. & PLATNICK, N. I., 1981. *Systematics and Biogeography: Cladistics and Vicariance*. Columbia University Press. New York.
- NEW, T. R., 1991. *Butterfly conservation*. Oxford University Press. Oxford. 238 pp.
- NICHOLLS, A. O., 1989. How to make biological surveys go further with generalised linear models. *Biological and Conservation*, **50**: 51-75.
- NIEVES-ALDREY, J. L., GÓMEZ, J. F., HERNÁNDEZ, M. P. & LOBO, J. M., 2006. Los Cynipidae (Hymenoptera) de la Comunidad de Madrid: lista anotada, mapas de distribución, riqueza y estatus de conservación. *Graellsia*, **62**: 371-402.
- NIXON, K. C., 2002. WinClada ver. 1.00.08 Published by the author, Ithaca, NY.
- O'BRIEN, E. M., FIELD, R. & WHITTAKER, R. J., 2000. Climatic gradients in woody plant (tree and shrub) diversity: water-energy dynamics, residual variation, and topography. *Oikos*, **89**(3): 588-600.
- OLIVER, F., 1977. Desde la Cordillera Cantábrica. *SHILAP Revta. lepid.*, **5**(19): 262-263.
- PALMER, M. W., 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, **71**(3): 1195-1198.

- PALOMO, L. J. & ANTÚNEZ, A., 1992. Los atlas de distribución de especies. En: J. M VARGAS, R. REAL & A. ANTÚNEZ, (eds.). *Objetivos y métodos biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología*. Monografías de Herpetología, **2**: 39-50.
- PALOMO, L. J. & GISBERT, J., 2002. *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Dirección general de conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid. 564 pp.
- PALOMO, L. J., VARGAS, J. M. & JIMÉNEZ-GÓMEZ, M. P., 1994. Distribution patterns in Iberian Peninsula rodents. *Polish Ecological Studies*, **20**: 497-502.
- PARMESAN, C., 1996. Climate and species' range. *Nature*, **382**(6594): 765-766.
- PARMESAN, C., RYRHOLM, N., STEFANESCU, C., HILL, J. K., THOMAS, C. D., DESCIMON, H., HUNTLEY, B., KAILA, L., KULLBERG, J., TAMMARU, T., TENNENT, W. J., THOMAS, J. A. & WARREN, M., 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, **399**(6736): 579-583.
- PARNELL, J. A. N., SIMPSON, D. A., MOAT, J., KIRKUP, D. W., CHANTARANOTHAI, P., BOYCE, P. C., BYGRAVE, P., DRANSFIELD, S., JEBB, M. H. P., MACKLIN, J., MEADE, C., MIDDLETON, D. J., MUASYA, A. M., PRAJAKSOOD, A., PENDRY, C. A., POOMA, R., SUDDEE, S. & WILKIN, P., 2003. Plant collecting spread and densities: their potential impact on biogeographic studies in Thailand. *Journal of Biogeography*, **30**: 193–209.
- PAYNE, K. & STOCKWELL, D. R. B., 2003. *GARP Modelling System User's Guide and Technical Reference*. 54 pp.
- PENNISI, E., 2004. Naturalist's Surveys Shows That British Butterflies Are Going, Going... *Science*, **303**: 1747.
- PENNY, D. & HENDY, M., 1986. Estimating the Reliability of Evolutionary trees. *Molecular Biology and Evolution* **3**(5): 403-417.
- PETERSEN, F. T. & MEIER, R., 2003. Testing species-richness estimation methods on single-sample collection data using the Danish Diptera. *Biodiversity and Conservation*, **12**: 667-686.
- PETERSEN, J. F. T., MEIER, R. & LARSEN, M. N., 2003: Testing species richness estimation methods using museum label data on the Danish Asilidae. *Biodiversity and Conservation*, **12**: 687-701.
- PETERSON, A. T., 2003a. Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology*, **9**: 647-655.
- PETERSON, A. T., 2003b. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology*, **78**(4): 419-433.
- PETERSON, A. T. & HOLT, R. D., 2003. Niche differentiation in Mexican birds: using point occurrences to detect ecological innovation. *Ecology Letters*, **6**: 774-782.
- PETERSON, A. T., NAVARRO-SIGÜENZA, A. G. & BENÍTEZ-DÍAZ, H., 1998. The need for continued scientific collecting: a geographic analysis of Mexican bird specimens. *Ibis*, **140**: 288–294.

- PETERSON, A. T. & SHAW, J., 2003. Lutzomyia vectors for cutaneous leishmaniasis in Southern Brazil: ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. *International Journal for Parasitology*, **33**: 919-931.
- 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.
- PETERSON, A. T., SOBERON, J. & SANCHEZ-CORDERO, V., 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, **285**: 1265-1267.
- PETERSON, A. T. & STOCKWELL, D. R. B., 2002. Distributional prediction based on ecological niche modelling of primary occurrence data. Pp.: 614-617. In: J. M. Scott, P. J. Heglund, M. Morrison, M. Raphael, J. Haufler & B. Wall, (eds.). *Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy*, Island Press, Covello, CA.
- PHILIPPI, T. E., 1993. Multiple regression: herbivory. Pp.: 183-210. In: S. M. Scheiner & J. Gurevitch (eds.). *Design and analysis of ecological experiments*, Chapman & Hall, New York.
- PLEGUEZUELOS, J. M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (EDS.), 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid. 587 pp.
- POLLARD, E. 1979. Population ecology and change in range of the white admiral butterfly *Ladoga Camilla L.* in England. *Ecological entomology*, **4**: 61-74.
- POLLARD, E., 1988. Temperature, Rainfall and Butterfly Numbers. *Journal of Applied Ecology*, **25**(3): 819-828.
- POUNDS, J. A., BUSTAMANTE, M. R., COLOMA, L. A., CONSUEGRA, J. A., FOGDEN, M. P. L., FOSTER, P. N, LA MARCA, E., MASTERS, K. L., MERINO-VITERI, A., PUSCHENDORF, R., RON, S. R., SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A., STILL, C. J. & YOUNG, B. E., 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, **439**: 161-167.
- PULLIN, A. S., 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press. United Kingdom. 345 pp.
- PYLE, R., BENTZIEN, M. & OPLER, P., 1981. Insect Conservation. *Annual Review of Entomology*, **26**: 233-258.
- QIAN, H. & RICKLEFS, R. E., 2000. Large-scale processes and the Asian bias in species diversity of temperate plants. *Nature*, **407**(6801): 180-182.
- QUINN, R. M., GASTON, K. J. & ROY, D. B., 1998. Coincidence in the distributions of butterflies and their foodplants. *Ecography*, **21**(3): 279-288.
- RAHBEK, C. & GRAVES, G. R., 2001. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **98**(8): 4534-4539.
- RAMÍREZ, A., 2000. Utilidad de las aves como indicadores de la riqueza específica regional de otros taxones. *Ardeola*, **47**(2): 221-226.
- RAMÍREZ, A. & TELLERÍA, J. L., 2003. Efectos geográficos y ambientales sobre la distribución de las aves forestales ibéricas. *Graellsia*, **59**(2-3): 219-231.

- RAMOS, M. A., LOBO, J. M. & ESTEBAN, M., 2001. Ten years inventorying the Iberian fauna: results and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, **10**(1): 19-28.
- RAMOS, M. A., LOBO, J. M. & ESTEBAN, M., 2002. Riqueza faunística de la Península Ibérica e islas Baleares. El proyecto "Fauna ibérica". Pp.:197-207. En: F. D. Pineda, J. M. de Miguel, M. A. Casado & J. Montalvo, (coords. – eds.). *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall, Madrid.
- RANGEL, T. F. L. V. B., DINIZ-FILHO, J. A. F. & BINI, L. M., 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, **15**(4): 321-327.
- RAXWORTHY, C. L., MARTÍNEZ-MEYER, E., HORNING, N., NUSSBAUM, R. A., SCHNELDER, G. E., ORTEGA-HUERTA, M. A. & PETERSON, A. T., 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, **426**: 837-841.
- RAZOLA, I., REY BENAYAS, J. M., DE LA MONTAÑA, E. & CAYUELA, L., 2006. Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad. Monográfico. *Ecosistemas*, **2**: 1-8.
- REAL, M., MÁRQUEZ, A. L., GUERRERO, J. C., VARGAS, J. M. & PALOMO, L. J., 1996. Modelos de distribución de los insectívoros en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, **23**: 123-142.
- REAL, R. & VARGAS, J. M., 1996. The Probabilistic Basis of Jaccard's Index of Similarity. *Systematic Biology*, **45**: 380-385.
- REAL, R., VARGAS, J. M. & GUERRERO, J. C., 1992. Análisis biogeográfico de clasificación de áreas y de especies. En: J.M. VARGAS, R. REAL & A. ANTÚNEZ (eds.). *Objetivos y métodos biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología*. Monografías de Herpetología, **2**: 73-84.
- REDDY, S. & DÁVALOS, L. M., 2003. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography*, **30**: 1719-1727.
- REUTTER, B. A., HELFER, V., HIRZEL, A. H. & VOGEL, P., 2003. Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. *Journal of Biogeography*, **30**(4): 581-590.
- REY BENAYAS, J. M. & DE LA MONTAÑA, E., 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, **114**(3): 357-370.
- REY BENAYAS, J. M., DE LA MONTAÑA, E., BELLIURE, J. & EEKHOUT, X. R., 2006. Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. *Journal of Environmental Management*, **79**(3): 279-289.
- REY BENAYAS, J. M. & SCHEINER, S. M., 2002. Plant diversity, biogeography and environment in Iberia: Patterns and possible causal factors. *Journal of Vegetation Science*, **13**: 245-258.
- REYERS, B., VAN JAARSVELD, A. S. & KRUGER, M., 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **267**(1442): 505-513.

- RIBERA, I., 2000. Biogeography and conservation of Iberian water beetles. *Biological Conservation*, **92**(2): 131-150.
- RICHARDSON, B. J., ZABKA, M., GRAY, M. R. & MILLEDGE, G., 2006. Distributional patterns of jumping spiders (Araneae: Salticidae) in Australia. *Journal of Biogeography*, **33**(4): 707-719.
- RICKLEFS, R. E., LATHAM, R. E. & QIAN, H., 1999. Global patterns of tree species richness in moist forests: distinguishing ecological influences and historical contingency. *Oikos*, **86**(2): 369-373.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSÃ, M. & PENAS, A., 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotánica* **15**(1): 5-432.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., LOIDI, J., COSTA, M., DÍAZ, T. E. & PENAS A., 1999. Iter Ibericum A.D. MIM. (Excursus geobotanicus per Hispaniam et Lusitaniam, ante XLII Symposium Societatis Internationalis Scientiae Vegetationis Bilbao mense Iulio celebrandum dicti Anni.). *Itinera Geobotánica*, **13**: 5-347.
- RODRIGUES, A. S. L., AKCAKAYA, H. R., ANDELMAN, S. J., BAKARR, M. I., BOITANI, L., BROOKS, T. M., CHANSON, J. S., FISHPOOL, L. D. C., DA FONSECA, G. A. B., GASTON, K. J., HOFFMANN, M., MARQUET, P. A., PILGRIM, J. D., PRESSEY, R. L., SCHIPPER, J., SECHREST, W., STUART, S. N., UNDERHILL, L. G., WALLER, R. W., WATTS, M. E. J. & YAN, X., 2004a. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience*, **54**(12): 1092-1100.
- RODRIGUES, A. S. L., ANDELMAN, S. J., BAKARR, M. I., BOITANI, L., BROOKS, T. M., COWLING, R. M., FISHPOOL, L. D. C., DA FONSECA, G. A. B., GASTON, K. J., HOFFMANN, M., LONG, J. S., MARQUET, P. A., PILGRIM, J. D., PRESSEY, R. L., SCHIPPER, J., SECHREST, W., STUART, S. N., UNDERHILL, L. G., WALLER, R. W., WATTS, M. E. J. & YAN, X., 2004b. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, **428**(6983): 640-643.
- RODRIGUES, A. S. L. & GASTON, K., 2001. How large do reserve networks need to be?. *Ecology Letters*, **4**: 602-609.
- RODRIGUES, A. S. L. & GASTON, K. J., 2002a. Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. *Biological Conservation*, **105**(1): 103-111.
- RODRIGUES, A. S. L. & GASTON, K. J., 2002b. Optimisation in reserve selection procedures - why not?. *Biological Conservation*, **107**(1): 123-129.
- RODRIGUES, A. S. L., TRATT, R., WHEELER, B. D. & GASTON, K. J., 1999. The performance of existing networks of conservation areas in representing biodiversity. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **266**(1427): 1453-1460.
- RODRÍGUEZ, J., 1991. *Las mariposas del Parque Nacional de Doñana. Biología y Ecología de Cyaniris semiargus y Plebejus argus*. Tesis doctoral inédita. Dpto. Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Córdoba. 191 pp.

- RODRÍGUEZ, T., TRIGO, D. & DÍAZ-COSÍN, D., 1997. Biogeographical zonation of the western Iberian peninsula on the basis of the distribution of earthworm species. *Journal of Biogeography*, **24**: 893-901.
- ROIG-JUÑENT, S. & DEBANDI, G., 2004. Prioridades de conservación aplicando información filogenética y endemidad: un ejemplo basado en Carabidae (Coleoptera) de América del Sur austral. *Revista Chilena de Historia Natural*, **77**(4): 695-709.
- ROMO, H., 2005. Faunística de mariposas en la Península Ibérica e Islas Baleares: Análisis de la distribución del esfuerzo de muestreo (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **29**(3-4): 75-98.
- ROMO, H. & GARCIA-BARROS, E., 2005. Distribución e intensidad de los estudios faunísticos sobre mariposas diurnas en la Península Ibérica e islas Baleares (Lepidoptera, Papilionoidea y Hesperioidea). *Graellsia*, **61**(1): 37-50.
- ROMO, H., GARCÍA-BARROS, E., CHAVES, P., GARCIA-PEREIRA, P. & MARAVALHAS, E., 2003. Distribución actualizada de las especies de *Coenonympha* Hübner, [1819] y *Melanargia* Meigen, [1828] en la Península Ibérica (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae). *SHILAP Revta. lepid.*, **31**(124): 329-354.
- ROSAS, G., RAMOS, M. A. & GARCÍA-VALDECASAS, A., 1992. *Invertebrados españoles protegidos por convenios internacionales*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ROSEN, B. R., 1988. From fossils to earth history: applied historical biogeography. In: A. A. Myers & P. S. Giller (eds.). *Analytical biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. Chapman & Hall. London & New York: 437-481.
- ROSENZWEIG, M. L., 2003. How to reject the area hypothesis of latitudinal gradients. Pp.: 87-106. In: T.M. Blackburn & K.J. Gaston (Eds.). *Macroecology. Concepts and consequences*. Blackwell Publishing.
- ROSENZWEIG, M.L., TURNER, W.R., COX, J.G. & RICKETTS, T.H., 2003. Estimating diversity in unsampled habitats of a biogeographic province. *Conservation Biology*, **17**: 864-874.
- SÁINZ OLLERO, H. & HERNÁNDEZ BERMEJO, J. E., 1985. Sectorización fitogeográfica de la Península Ibérica e Islas Baleares: la contribución de su endemoflora como criterio de semejanza. *Candollea* 40:485-508. Ginebra.
- SÁNCHEZ, J., 2006. *Evapotranspiración*. Universidad de Salamanca, 8 pp.
<http://web.usal.es/javisan/hidro>
- SCACHETTI-PEREIRA, R., 2003. *Desktop GARP User's Manual version 1.1.6*. University of Kansas Biodiversity Research Center. <http://beta.lifemapper.org/desktopgarp/>
- SCHALL, J. J. & PIANKA, E. R., 1978. Geographical Trends in Numbers of Species. *Science*, **201**(4357): 679-686.
- SCHMITT, T. & RÁKOSY, L., 2007. Changes of traditional agrarian landscapes and their conservation implications: a case study of butterflies in Romania. *Diversity and Distributions* (Online Early Articles). doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00347.x.

- SCOTT, J. M., DAVIS, F., CSUTI, B., NOSS, R., BUTTERFIELD, B., GROVES, C., ANDERSON, H., CAICCO, S., DERCHIA, F., EDWARDS, T. C., ULLIMAN, J. & WRIGHT, R. G., 1993. Gap Analysis - a Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. *Wildlife Monographs*, **123**: 1-41.
- SERVICIO GEOGRÁFICO DEL EJÉRCITO, 2000. *Carta Digital, versión 2.0 (CD)*. Servicios Generales de Teledifusión, S.A., Madrid.
- SIEMANN, E., 1998. Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology*, **79**(6): 2057-2070.
- SIMPSON, G. G., 1964. Species Density of North American Recent Mammals. *Systematic Zoology*, **13**(2): 57-73.
- SINGER, M. C., 1989. Butterfly-Host plant Relationships: Host Quality, Adult Choice and Larval Success. In: R.I. Vane-Wright & P.R. Ackery (eds.). *The biology of butterflies*. Princeton University Press, Princeton.
- SKELTON, P. & SMITH, A., 2002. *Cladistics. A practical primer on CD-ROM*. The Open University. Cambridge.
- SMITH, E. P. & VAN BELLE, G., 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, **40**: 119-129
- SOBERÓN, J., GOLUBOV, J. & SARUKHÁN, J., 2001. The importance of Opuntia in Mexico and routes of invasion and impact of Cactoblastis cactorum (Lepidoptera: Pyralidae). *Florida Entomologist*, **84**(4): 486-492.
- SOBERÓN, J. & LLORENTE, J., 1993. The use of Species Accumulation Functions for the Prediction of Species Richness. *Conservation Biology*, **7**(3): 480-488.
- SOBERÓN, J. M., LLORENTE, J. & OÑATE, L., 2000. The use of specimen-label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies. *Biodiversity and Conservation*, **9**: 1441-1466.
- SOBERÓN, J. & PETERSON, A. T., 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, **2**: 1-10.
- SPSS, 2003. SPSS for Windows (Statistica Package for Social Sciences). Versión 12.0.1. SPSS Inc., Chicago, Illinois. <http://www.spss.com/>
- STATSOFT, INC., 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- STEFANESCU, C., HERRANDO, S. & PARAMO, F., 2004. Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography*, **31**(6): 905-915.
- STEFANESCU, C., PEÑUELAS, J. & FILELLA, I., 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, **9**: 1494-1506.
- STOCKWELL, D. R. B., 2006. Improving ecological niche models by data mining large environmental datasets for surrogate models. *Ecological Modelling*, **192** (1-2): 188-196.
- STOCKWELL, D. R. B., BEACH, J. H., STEWART, A., VORONTSOV, G., VIEGLAIS, D. & SCACHETTI-PEREIRA, R., 2006. The use of the GARP genetic algorithm and Internet grid computing

- in the Lifemapper world atlas of species biodiversity. *Ecological Modelling*, **195**(1-2): 139-145.
- STOCKWELL, D. R. B. & NOBLE, I. R., 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*, **33**: 385-390.
- STOCKWELL, D. R. B. & PETERS, D., 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical information Science*, **13**(2): 143-158.
- STOCKWELL, D. R. B. & PETERSON, A. T., 2002a. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, **148** (1): 1-13.
- STOCKWELL, D. R. B. & PETERSON, A. T., 2002b. Controlling bias during predictive modelling with museum data. Pp.: 537-546. In: J. M. Scott, P. J. Heglund, M. Morrison, M. Raphael, J. Hafler & B. Wall (eds.). *Predicting Species Occurrences: Issues of Scales and Accuracy*, Island Press, Covello, CA.
- TABERLET, P., FUMAGALLI, L., WUST-SAUCY, A. G. & COSSON, J. F., 1998. Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. *Molecular Ecology*, **7**(4): 453-464.
- TAYLOR, R. J. & PFANNMULLER, L. A., 1981. A Test of the Peninsular Effect on Species Diversity. *Canadian Field-Naturalist*, **95**(2): 144-148.
- TAYLOR, R. J. & REGAL, P. J., 1978. The peninsular effect on species diversity and biogeography of Baja California. *American Naturalist*, **112**(985): 583-593.
- THOMAS, J. A., 1989. The conservation of butterflies in temperate countries: past efforts and lessons for the future. Pp.: 333-353. In: R.I. Vane-Wright & P.R. Ackery (eds.). *The biology of butterflies*. Princeton University Press, Princeton.
- THOMAS, J. A., TELFER, M. G., ROY, D. B., PRESTON, C. D., GREENWOOD, J. J. D., ASHER, J., FOX, R., CLARKE, R. T. & LAWTON, J. H., 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, **303**(5665): 1879-1881.
- TOLMAN, T. & LEWINGTON, R., 2002. *Guía de las mariposas de España y Europa*. Lynx Edicions. Barcelona, España. 320 pp.
- TREJO-TORRES, C. & ACKERMAN, J. D., 2001. Biogeography of the Antilles based on a parsimony analysis of orchid distributions. *Journal of Biogeography*, **28**: 775-794.
- TURNER, J. R. G., GATEHOUSE, C. M. & COREY, C. A., 1987. Does Solar-Energy Control Organic Diversity - Butterflies, Moths and the British Climate. *Oikos*, **48**(2): 195-205.
- UICN, 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de supervivencia de Especies de la UICN*, UICN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 30 pp.
- USHER, M. B., 1986. Insect conservation: the relevance of population and community ecology and of biogeography. *Proc. 3rd. Europ. Congr. Entomol.*, **3**: 387-398.
- VAN SWAAY, C. A. M., 1990. An Assessment of the Changes in Butterfly Abundance in the Netherlands During the 20th-Century. *Biological Conservation*, **52**(4): 287-302.

- VAN SWAAY, C. A. M., 2002. The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation*, **104**: 315-318.
- VAN SWAAY, C. A. M. & WARREN, M. S., 1999. *Red Data Book of European Butterflies (Rhopalocera)*. Nature and Environment, 99. Council of Europe Publishing, Strasbourg. 260 pp.
- VAN SWAAY, C. A. M. & WARREN, M. S., 2006. Prime Butterfly Areas of Europe: an initial selection of priority sites for conservation. *Journal of Insect Conservation*, **10**(1): 5-11.
- VARGAS, J. M., 1992. Escuelas y tendencias en Biogeografía histórica. En: J. M. Vargas, R. Real & A. Antúnez (Eds.). *Objetivos y métodos biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología*. Monografías de Herpetología, **2**: 107-136.
- VARGAS, J. M., REAL, R. & GUERRERO, J. C., 1998. Biogeographical regions of the Iberian peninsula based on freshwater fish and amphibian distributions. *Ecography*, **21**: 371-382.
- VARGAS, J. M., REAL, R. & PALOMO, L. J., 1997. On identifying significant co-occurrence of species in space and time. *Miscel.lània Zoològica* **20.2**: 49-58.
- VENERO, J. L., 1981. Distribución estacional de los ropalóceros en la reserva biológica de Doñana. *SHILAP Revta. lepid.*, **9**(36): 279-284.
- VERDÚ, J. R. & GALANTE, E., 2006. *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 411 pp.
- VERHULST, G., VERHULST, J. & MORTERA, H., 2005. *Mariposas diurnas del Parque Nacional de los Picos de Europa (Lepidoptera, Rhopalocera)*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. 183 pp.
- VIEJO, J. L., 1996. La protección legal de los insectos en España o un viaje del deseo a la realidad. *SHILAP Revta. Lepid.*, **24**(93): 5-19.
- VIEJO, J. L., MARTÍN, J., GARCÍA-BARROS, E. & MUNGUIRA, M. L., 1990. *The status of Iberian Lepidoptera listed in the appendices to the Bern Convention*. Colloquy on the Berne Conservation invertebrates and their conservation. Convention on the Conservation of European wildlife and natural habitats. Environmental encounters series, 10. Council of Europe, Strasbourg. 76 pp.
- VIEJO, J. L., DE SILVA, C., IBERO, C. & MARTÍN, J., 1989. Selection of lepidopterologically interesting areas in central Spain using UTM distribution maps. *Journal of Research on the Lepidoptera*, **28** (4): 289-296.
- VIEJO, J. L. & SÁNCHEZ, C., 1995. Normas legales que protegen a los artrópodos en España. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, **19**: 175-189.
- VIVES MORENO, A., 1994. *Catálogo sistemático y sinonímico de los lepidópteros de la Península Ibérica y Baleares (Insecta: Lepidoptera) (Segunda Parte)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 775 pp.

- WALL, S. S., BERRY, C. R., BLAUSEY, C. M., JENKS, J. A. & KOPPLIN, C. J., 2004. Fish-habitat modeling for gap analysis to conserve the endangered Topeka shiner (*Notropis topeka*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**(6): 954-973.
- WARREN, B. C. S., 1993. A review of butterfly conservation in central southern Britain: I. Protection, evaluation and extinction on prime sites. *Biological Conservation*, **64**: 25-35.
- WARREN, M. S., HILL, J. K., THOMAS, J. A., ASHER, J., FOX, R., HUNTLEY, B., ROY, D. B., TELFER, M. G., JEFFCOATE, S., HARDING, P., JEFFCOATE, G., WILLIS, S. G., GREATORIX-DAVIES, J. N., MOSS, D. & THOMAS, C. D., 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, **414**(6859): 65-69.
- WHEELER, Q. D., 1990. Insect diversity and cladistic constraints. *Annals of the Entomological Society of America*, **83**: 1.031-1.047.
- WHITTAKER, R. J., ARAÚJO, M. B., PAUL, J., LADLE, R. J., WATSON, J. E. M. & WILLIS, K. J., 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, **11**: 3-23.
- WHITTAKER, R. J., WILLIS, K. J. & FIELD, R., 2003. Climatic-energetic explanations of biodiversity: a macroscopic perspective. Pp. 107-129. In: T.M. Blackburn & K.J. Gaston (Eds.). *Macroecology. Concepts and consequences*. Blackwell Publishing.
- WIGGINS, D. A., 1999. The peninsula effect on species diversity: a reassessment of the avifauna of Baja California. *Ecography*, **22**(5): 542-547.
- WILCOX, B. A., MURTHY, D. D., EHRLICH, P. R. & AUSTIN, G. T., 1986. Insular biogeography of the montane butterfly faunas in the Great Basin: comparison with birds and mammals. *Oecologia*, **69**: 188-194.
- WILEY, E. O., SIEGEL-CAUSEY, D., BROOKS, D. R. & FUNK, V. A., 1991. *The compleat cladist. A primer of phylogenetic procedures*. Lawrence, Kansas.
- WILLIAMS, P. H., 1997. *WORLDMAP iv WINDOWS: Software and help document 4.1*. Versión 4.17.08. Privately distributed, London.
- WILLIAMS, P. & ARAÚJO, M. B., 2000. Using probability of persistence to identify important areas for biodiversity conservation. *Proceedings of the Royal Society London B*, **267**: 1959-1966.
- WILLIAMS, P., GIBBONS, D., MARGULES, C., REBELO, A., HUMPHRIES, C. & PRESSEY, R., 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology*, **10**(1): 155-174.
- WILSON, R. J., GUTIÉRREZ, D., GUTIÉRREZ, J., MARTÍNEZ, D., AGUDO, R. & MONTSERRAT, V. J., 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, **8**: 1138-1146.
- WITTMANN, E. J., MELLOR, P. S. & BAYLIS, M., 2001. Using climate data to map the potential distribution of *Culicoides imicola* (Diptera: Ceratopogonidae) in Europe. *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz.*, **20**(3): 731-740.

ZSCHOKKE, S., DOLT, C., RUSTERHOLZ, H. P., OGGIER, P., BRASCHLER, B., THOMMEN, G. H., LUDIN, E., ERHARDT, A. & BAUR, B., 2000. Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small-scale grassland fragmentation. *Oecologia*, **125**(4): 559-572.

APÉNDICES



Foto: *Colias crocea* (Geoffroy in Fourcroy, 1785). Tomada por Helena Romo.

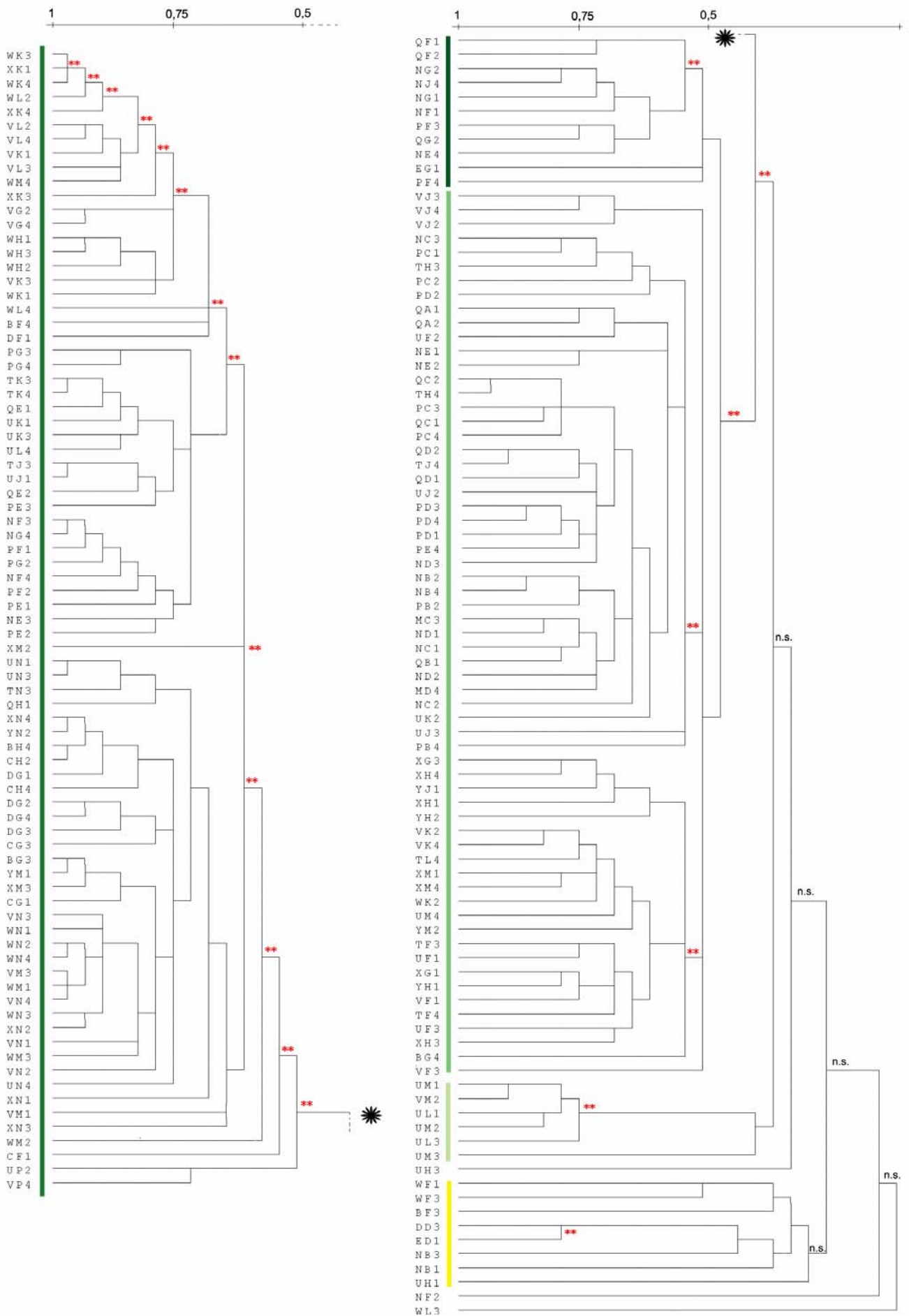
APÉNDICES DEL CAPÍTULO 1

Apéndice 1. Lista de las 226 especies de mariposas diurnas de las superfamilias Papilionoidea y Hesperioidea de la Península Ibérica e islas Baleares consideradas en este trabajo. Las dos especies marcadas con una “b” sólo se han considerado en los análisis del capítulo de selección de áreas complementarias (Capítulo 6). *Erebia albergana* y *Erebia serotina* aunque se muestran en la lista han sido eliminadas de los análisis, ya que son especies con escaso número de citas y bastante antiguas (dos citas que datan de 1977 (Oliver, 1977), y una única cita de 1981 (Lantero & Jordana, 1981), respectivamente), siendo además *E. serotina* un híbrido de otras especies. También se encuentran en esta lista especies cuyo estatus debe revisarse, ya que llegaron a la Península Ibérica pero no se sabe si son residentes o no, como *Azanus jesus* que es una especie africana que no ha vuelto a ser avistada en el área de estudio desde 2001 (Holmes, 2002) o *Gegenes pumilio*, siendo la más reciente de las citas de 1978, existiendo controversia sobre si podría estar confundándose con *Gegenes nostradamus* (Fernández Vidal, 1987).

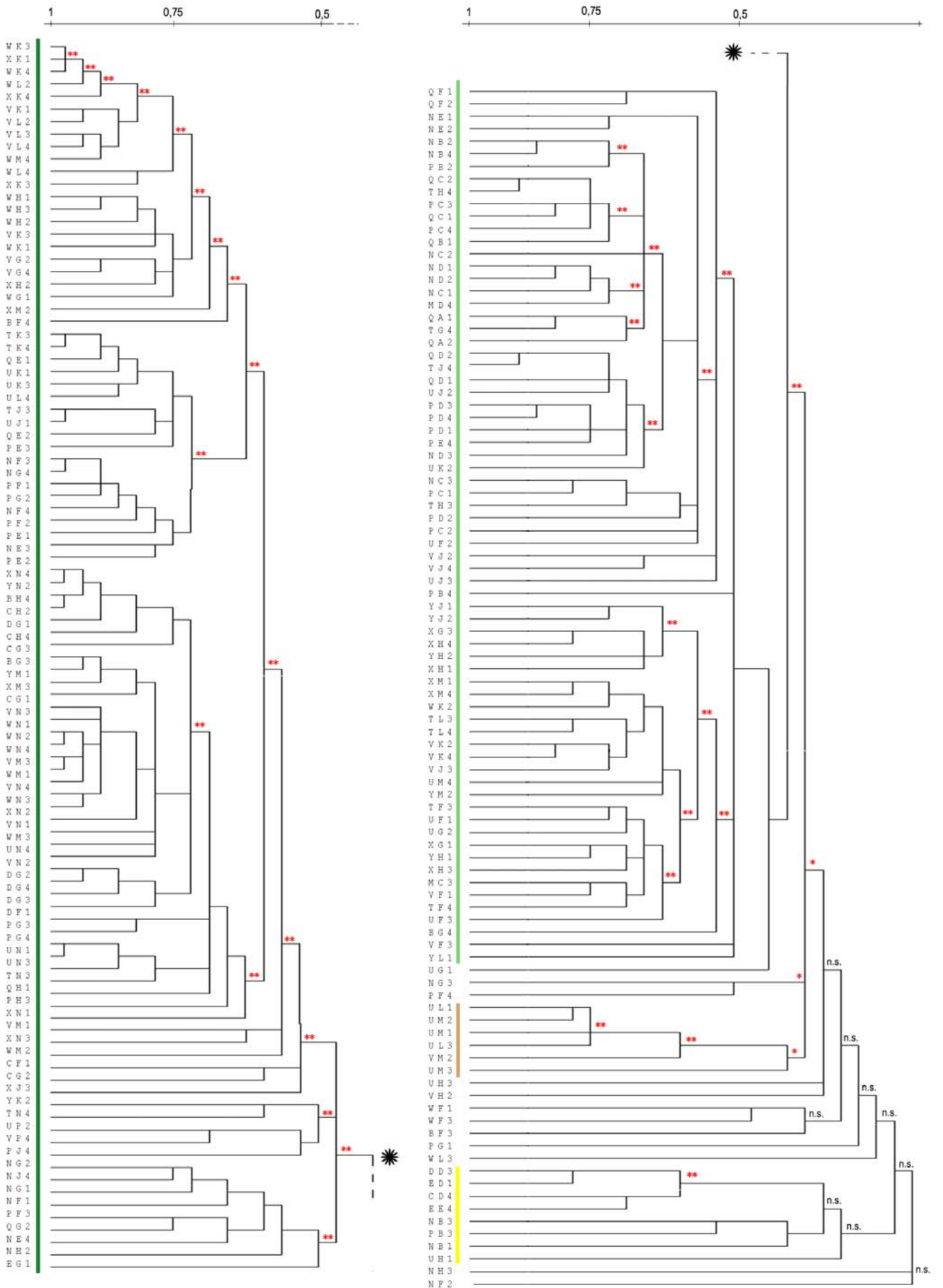
1. *Heteropterus morpheus* (Pallas, 1771)
2. *Carterocephalus palaemon* (Pallas, 1771)
3. *Thymelicus sylvestris* (Poda, 1761)
4. *Thymelicus lineola* (Ochsenheimer, 1808)
5. *Thymelicus acteon* (Rottemburg, 1775)
6. *Hesperia comma* (Linnaeus, 1758)
7. *Ochlodes venata* (Bremer & Grey, 1853)
8. *Gegenes pumilio* (Hoffmannsegg, 1804)
9. *Gegenes nostradamus* (Fabricius, 1793)
10. *Borbo borbonica* (Boisduval, 1833)
11. *Erynnis tages* (Linnaeus, 1758)
12. *Carcharodus alceae* (Esper, 1780)
- 12b. *Carchadorus tripolinus* (Esper, 1780)
13. *Carcharodus lavatherae* (Esper, 1780)
14. *Carcharodus baeticus* (Rambur, 1840)
15. *Carcharodus flocciferus* Zeller, 1847
16. *Spialia sertorius* (Hoffmannsegg, 1804)
17. *Syrichthus proto* (Esper, 1808)
18. *Pyrgus malvae* (Linnaeus, 1758)
19. *Pyrgus armoricanus* (Oberthür, 1910)
20. *Pyrgus alveus* (Hübner, 1803)
21. *Pyrgus bellieri* (Oberthür, 1910)
22. *Pyrgus serratulae* (Rambur, 1840)
23. *Pyrgus cirsii* (Rambur, 1840)
24. *Pyrgus onopordi* (Rambur, 1840)
25. *Pyrgus cinarae* (Rambur, 1840)
26. *Pyrgus fritillarius* (Poda, 1761)
27. *Pyrgus sidae* (Esper, 1782)
28. *Pyrgus andromedae* (Wallengren, 1853)
29. *Pyrgus cacaliae* (Rambur, 1840)
30. *Papilio machaon* (Linnaeus, 1758)
31. *Iphiclides podalirius* (Linnaeus, 1758)
32. *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758)
33. *Parnassius mnemosyne* (Linnaeus, 1758)
34. *Zerynthia rumina* (Linnaeus, 1758)
35. *Leptidea sinapis* (Linnaeus, 1758)
- 35b. *Leptidea reali* (Linnaeus, 1758)
36. *Colias phicomone* (Esper, 1780)
37. *Colias alfaccariensis* Ribbe, 1905
38. *Colias crocea* (Geoffroy in Fourcroy, 1785)
39. *Gonepteryx rhamni* (Linnaeus, 1758)
40. *Gonepteryx cleopatra* (Linnaeus, 1767)
41. *Euchloe crameri* Butler, 1869
42. *Euchloe belemia* (Esper, 1800)
43. *Euchloe tagis* (Hübner, 1804)
44. *Euchloe charlonia* (Donzel, 1842)
45. *Anthocharis cardamines* (Linnaeus, 1758)
46. *Anthocharis belia* (Linnaeus, 1767)
47. *Zegris eupheme* (Esper, 1805)
48. *Colotis daira* (Klug, 1829)
49. *Aporia crataegi* (Linnaeus, 1758)
50. *Pieris brassicae* (Linnaeus, 1758)
51. *Pieris rapae* (Linnaeus, 1758)
52. *Pieris manni* (Mayer, 1851)
53. *Pieris ergane* (Hübner, 1813)
54. *Pieris napi* (Linnaeus, 1758)
55. *Pontia daplidice* (Linnaeus, 1758)
56. *Pontia callidice* (Hübner, 1800)
57. *Araschnia levana* (Linnaeus, 1758)
58. *Nymphalis antiopa* (Linnaeus, 1758)
59. *Nymphalis polychloros* (Linnaeus, 1758)
60. *Inachis io* (Linnaeus, 1758)
61. *Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758)
62. *Vanessa virginiensis* (Drury, 1773)
63. *Vanessa cardui* (Linnaeus, 1758)
64. *Aglais urticae* (Linnaeus, 1758)
65. *Polygonia c-album* (Linnaeus, 1758)
66. *Argynnis paphia* (Linnaeus, 1758)
67. *Argynnis pandora* (Denis & Schiffermüller, 1775)
68. *Argynnis aglaja* (Linnaeus, 1758)
69. *Argynnis niobe* (Linnaeus, 1758)
70. *Argynnis adippe* (Linnaeus, 1767)
71. *Issoria lathonia* (Linnaeus, 1758)
72. *Brenthis hecate* (Denis & Schiffermüller, 1775)
73. *Brenthis ino* (Rottemburg, 1775)
74. *Brenthis daphne* (Denis & Schiffermüller, 1775)
75. *Boloria pales* (Denis & Schiffermüller, 1775)
76. *Boloria napaea* (Hoffmannsegg, 1804)
77. *Boloria eunomia* (Esper, 1799)
78. *Boloria selene* (Denis & Schiffermüller, 1775)
79. *Boloria euphrosyne* (Linnaeus, 1758)
80. *Boloria dia* (Linnaeus, 1767)
81. *Melitaea cinxia* (Linnaeus, 1758)
82. *Melitaea phoebe* (Denis & Schiffermüller, 1775)
83. *Melitaea aetherie* (Hübner, 1826)
84. *Melitaea didyma* (Esper, 1779)
85. *Melitaea trivialis* (Denis & Schiffermüller, 1775)
86. *Melitaea diamina* (Lang, 1789)
87. *Melitaea aethalia* (Rottemburg, 1775)
88. *Melitaea deione* Duponchel, 1832
89. *Melitaea parthenoides* Keferstein, 1851
90. *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775)
91. *Euphydryas desfontainii* (Godart, 1819)
92. *Charaxes jasius* (Linnaeus, 1767)
93. *Apatura iris* (Linnaeus, 1758)
94. *Apatura ilia* (Denis & Schiffermüller, 1775)
95. *Limenitis camilla* (Linnaeus, 1764)
96. *Limenitis reducta* (Staudinger, 1901)
97. *Pararge aegeria* (Linnaeus, 1758)
98. *Lasiommata megera* (Linnaeus, 1767)
99. *Lasiommata maera* (Linnaeus, 1758)
100. *Lasiommata petropolitana* (Fabricius, 1787)
101. *Lopinga achine* (Scopoli, 1763)
102. *Coenonympha pamphilus* (Linnaeus, 1758)
103. *Coenonympha dorus* (Esper, 1782)
104. *Coenonympha arcania* (Linnaeus, 1761)
105. *Coenonympha glycerion* (Borkhausen, 1788)
106. *Erebia euryale* (Esper, 1805)
107. *Erebia manto* (Denis & Schiffermüller, 1775)
108. *Erebia epiphron* (Knoch, 1783)
109. *Erebia serotina* Descimon & De Lesse, 1953
110. *Erebia triaria* (Prunner, 1798)
111. *Erebia albergana* (Prunner, 1798)
112. *Erebia gorge* (Esper, 1805)
113. *Erebia gorgone* (Boisduval, 1833)
114. *Erebia epistygne* (Hübner, 1824)
115. *Erebia cassioides* (Hochenwarth, 1793)
116. *Erebia hispania* Butler, 1868
117. *Erebia pronoe* (Esper, 1780)
118. *Erebia lefebvrei* (Boisduval, 1828)
119. *Erebia zapateri* Oberthür, 1875
120. *Erebia neoridas* (Boisduval, 1828)
121. *Erebia oeme* (Hübner, 1804)
122. *Erebia meolans* (Prunner, 1798)
123. *Erebia palarica* Chapman, 1903
124. *Erebia pandrose* (Borkhausen, 1788)
125. *Erebia sthenyo* (Graslin, 1850)
126. *Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758)
127. *Hyponephele lycaon* (Kühn, 1774)
128. *Hyponephele lupina* (Costa, 1836)
129. *Aphantopus hyperantus* (Linnaeus, 1758)
130. *Pyronia tithonus* (Linnaeus, 1771)
131. *Pyronia bathseba* (Fabricius, 1793)
132. *Pyronia cecilia* (Vallantin, 1894)
133. *Melanargia galathea* (Linnaeus, 1758)
134. *Melanargia lachesis* (Hübner, 1790)
135. *Melanargia russiae* (Esper, 1783)
136. *Melanargia occitanica* (Esper, 1793)
137. *Melanargia ines* (Hoffmannsegg, 1804)
138. *Hipparchia fagi* (Scopoli, 1763)
139. *Hipparchia alcyone* (Denis & Schiffermüller, 1775)
140. *Hipparchia semele* (Linnaeus, 1758)
141. *Hipparchia staliinus* (Hufnagel, 1766)
142. *Hipparchia fida* (Linnaeus, 1767)
143. *Chazara briseis* (Linnaeus, 1764)
144. *Chazara priouri* (Pierret, 1837)
145. *Pseudochazara hippolyte* (Esper, 1784)
146. *Satyrus actaea* (Esper, 1780)
147. *Satyrus ferula* (Fabricius, 1793)
148. *Minois dryas* (Scopoli, 1763)
149. *Brintesia circe* (Fabricius, 1775)
150. *Arethusana arethusana* (Denis & Schiffermüller, 1775)
151. *Danaus chrysippus* (Linnaeus, 1758)
152. *Danaus plexippus* (Linnaeus, 1758)
153. *Libythea celtis* (Laicharting, 1782 in Fuessly)
154. *Thecla betulae* (Linnaeus, 1758)
155. *Thecla quercus* (Linnaeus, 1758)
156. *Laeosopsis roboris* (Esper, 1793)
157. *Tomares ballus* (Fabricius, 1787)
158. *Satyrium w-album* (Knoch, 1782)
159. *Satyrium spini* (Denis & Schiffermüller, 1775)
160. *Satyrium ilicis* (Esper, 1779)
161. *Satyrium esculi* (Hübner, 1806)
162. *Satyrium acaciae* (Fabricius, 1787)
163. *Satyrium pruni* (Linnaeus, 1758)
164. *Callophrys rubi* (Linnaeus, 1758)
165. *Callophrys avis* (Chapman, 1909)
166. *Lycaena phlaeas* (Linnaeus, 1761)
167. *Lycaena virgaureae* (Linnaeus, 1758)
168. *Lycaena tityrus* (Poda, 1761)
169. *Lycaena bleusei* Oberthür, 1884
170. *Lycaena alciphron* (Rottemburg, 1775)
171. *Lycaena hippothoe* (Linnaeus, 1761)
172. *Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller, 1775)
173. *Lampides boeticus* (Linnaeus, 1767)
174. *Cacyreus marshalli* (Butler, 1898)
175. *Leptotes pirithous* (Linnaeus, 1767)
176. *Tarucus theophrastus* (Fabricius, 1793)
177. *Azanus jesusus* (Guérin, 1849)
178. *Zizeeria knysna* (Trimen, 1862)
179. *Cupido minimus* (Fuessly, 1775)
180. *Cupido osiris* (Meigen, 1829)
181. *Cupido lorquini* (Herrich-Schäffer, 1847)
182. *Cupido alctes* (Hoffmannsegg, 1804)
183. *Cupido argiades* (Pallas, 1771)
184. *Celastrina argiolus* (Linnaeus, 1758)
185. *Glaucopsyche alexis* (Poda, 1761)
186. *Glaucopsyche melanops* (Boisduval, 1828)
187. *Iolana iolas* (Ochsenheimer, 1816)
188. *Maculinea alcon* (Denis & Schiffermüller, 1775)
189. *Maculinea rebeli* (Hirschke, 1904)
190. *Maculinea arion* (Linnaeus, 1758)
191. *Maculinea nausithous* (Bergsträsser, 1779)
192. *Pseudophilotes baton* (Bergsträsser, 1779)
193. *Pseudophilotes panoptes* (Hübner, 1813)
194. *Pseudophilotes abencerragus* (Pierret, 1837)
195. *Scolitantides orion* (Pallas, 1771)
196. *Agriades glandon* (Prunner, 1798)
197. *Agriades zullichi* Hemming, 1933
198. *Agriades pyrenaicus* (Boisduval, 1840)
199. *Plebejus argus* (Linnaeus, 1758)
200. *Plebejus hespericus* (Rambur, 1839)
201. *Plebejus idas* (Linnaeus, 1761)
202. *Aricia montensis* Verity, 1928
203. *Aricia cramera* Eschscholtz, 1821
204. *Aricia morronensis* Ribbe, 1910
205. *Aricia nicias* (Meigen, 1829)
206. *Aricia eumedon* (Esper, 1780)
207. *Polyommatus semiargus* (Rottemburg, 1775)
208. *Polyommatus ripartii* (Freyer, 1830)
209. *Polyommatus fressesi* (Oberthür, 1910)
210. *Polyommatus ainsae* (Forster, 1961)
211. *Polyommatus fulgens* (Sagarra, 1925)
212. *Polyommatus damon* (Denis & Schiffermüller, 1775)
213. *Polyommatus amandus* (Schneider, 1792)
214. *Polyommatus dorylas* (Denis & Schiffermüller, 1775)
215. *Polyommatus niveus* (Keferstein, 1851)
216. *Polyommatus icarus* (Hübner, 1813)
217. *Polyommatus escheri* (Hübner, 1823)
218. *Polyommatus thersites* (Cantener, 1834)
219. *Polyommatus coridon* (Poda, 1761)
220. *Polyommatus hispanus* Staudinger, 1871 nec Herrich-Schäffer, 1851
221. *Polyommatus albicans* (Gerhard, 1851)
222. *Polyommatus bellargus* (Rottemburg, 1775)
223. *Polyommatus daphnis* (Denis & Schiffermüller, 1775)
224. *Polyommatus icarus* (Hübner, 1775)
225. *Polyommatus eros* (Ochsenheimer, 1807)
226. *Hamearis lucina* (Linnaeus, 1758)

APÉNDICES DEL CAPÍTULO 5

Apéndices 2 y 3. Dendrogramas obtenidos aplicando el índice de Jaccard a los datos de dos matrices. Apéndice 2: matriz A (se han eliminado las cuadrículas de 50 km de lado con menos del 70% de su fauna inventariada). Apéndice 3: matriz B (se han agrupado las cuadrículas con menos del 70% de su fauna inventariada con las cuadrículas adyacentes). Para más información sobre las matrices, ver texto. Nótese que ambos dendrogramas están seccionados en el punto marcado por un asterisco (*). En rojo se representa la significación de las agrupaciones más amplias (*: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; n.s.: no significativo).

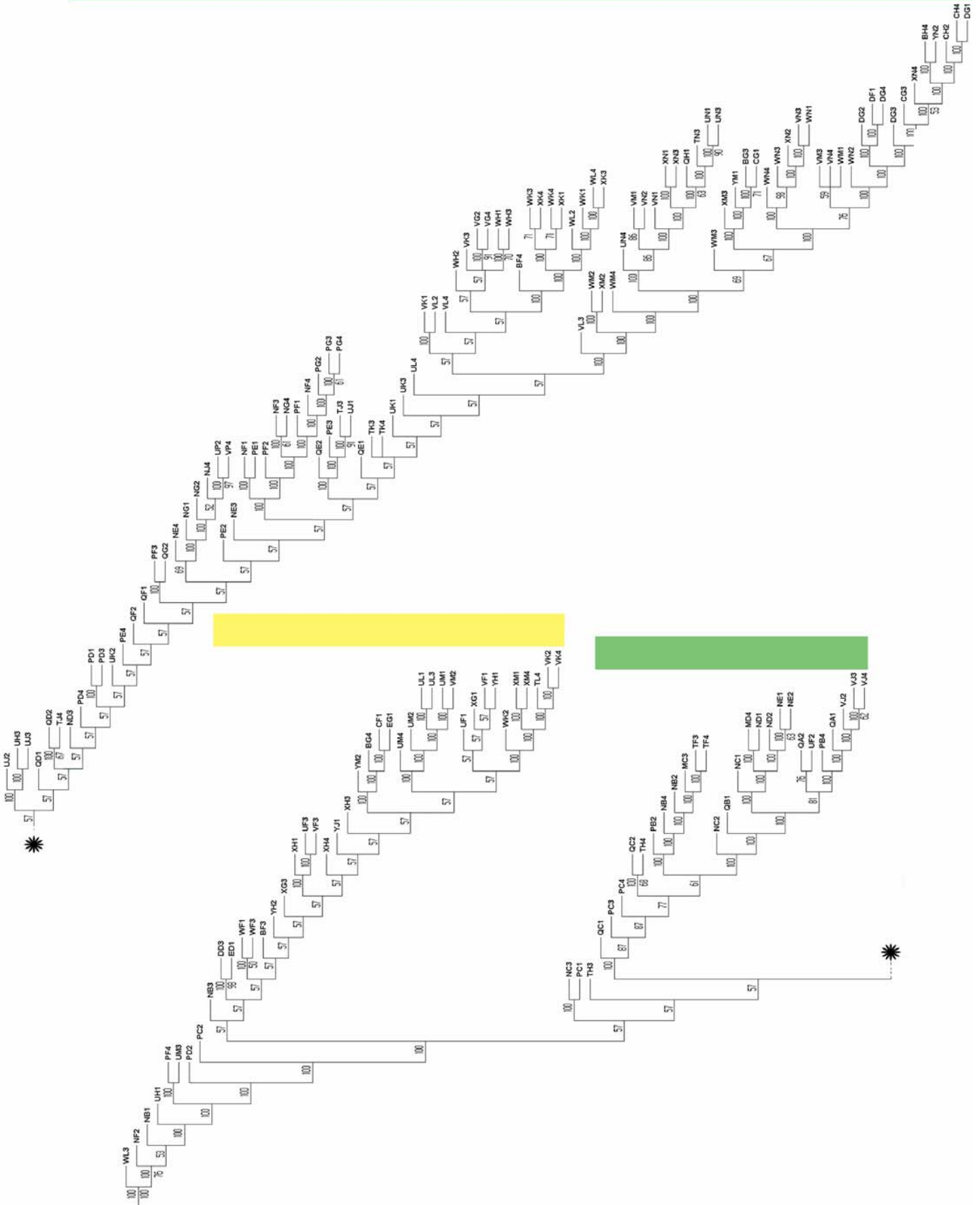


Apéndice 2.



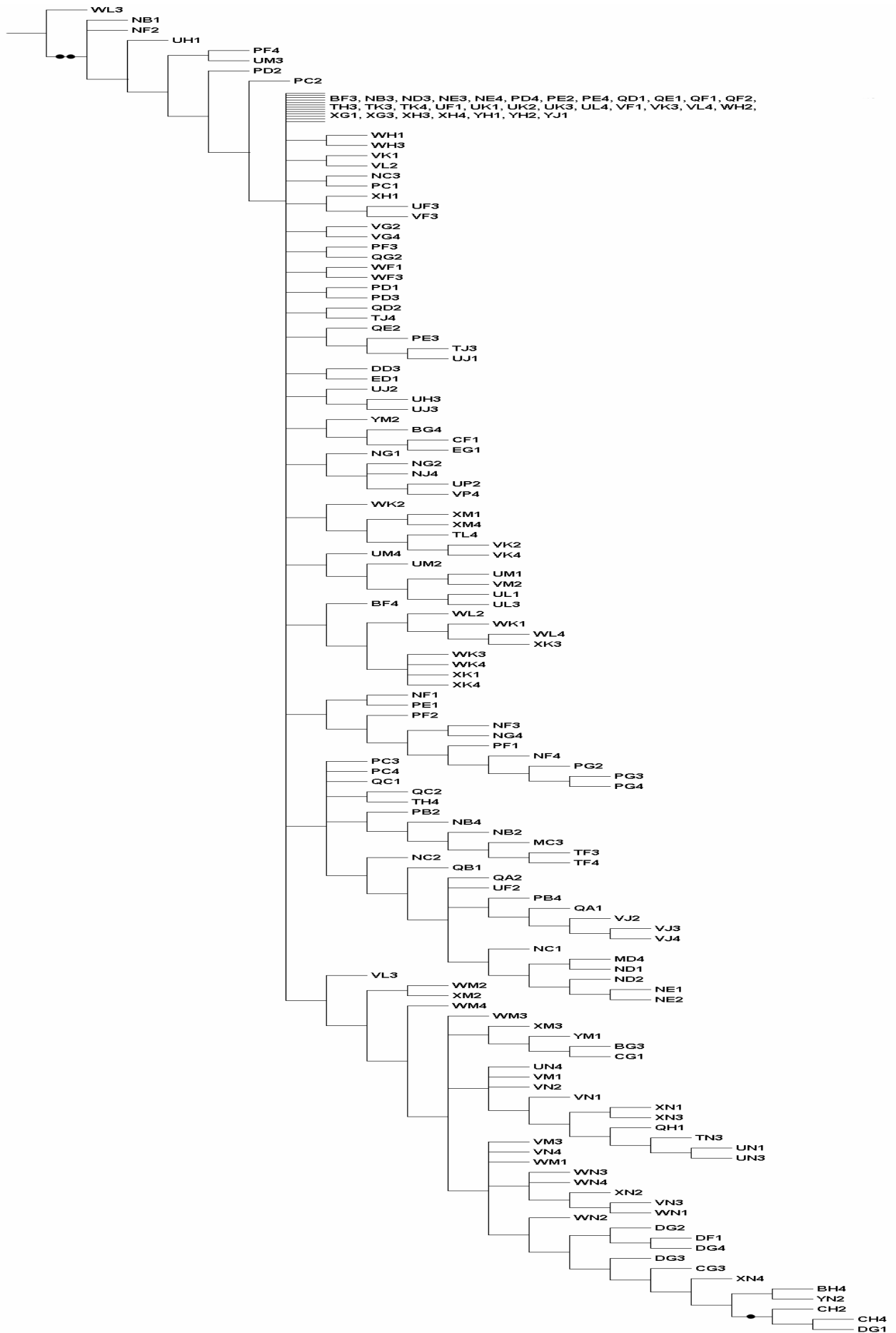
Apéndice 3.

Apéndices 4 y 5. Árbol de consenso de mayoría. En la parte inferior de los cladogramas se muestran los valores de *Bootstrap*. En la parte superior de los cladogramas se presenta en qué porcentaje aparece ese mismo clado en el total de árboles obtenidos. Apéndice 4: árbol obtenido con la matriz A. Apéndice 5: árbol obtenido con la matriz B. Los colores hacen referencia a las cuadrículas representadas en las Figuras 4 y 5, respectivamente, del citado capítulo.

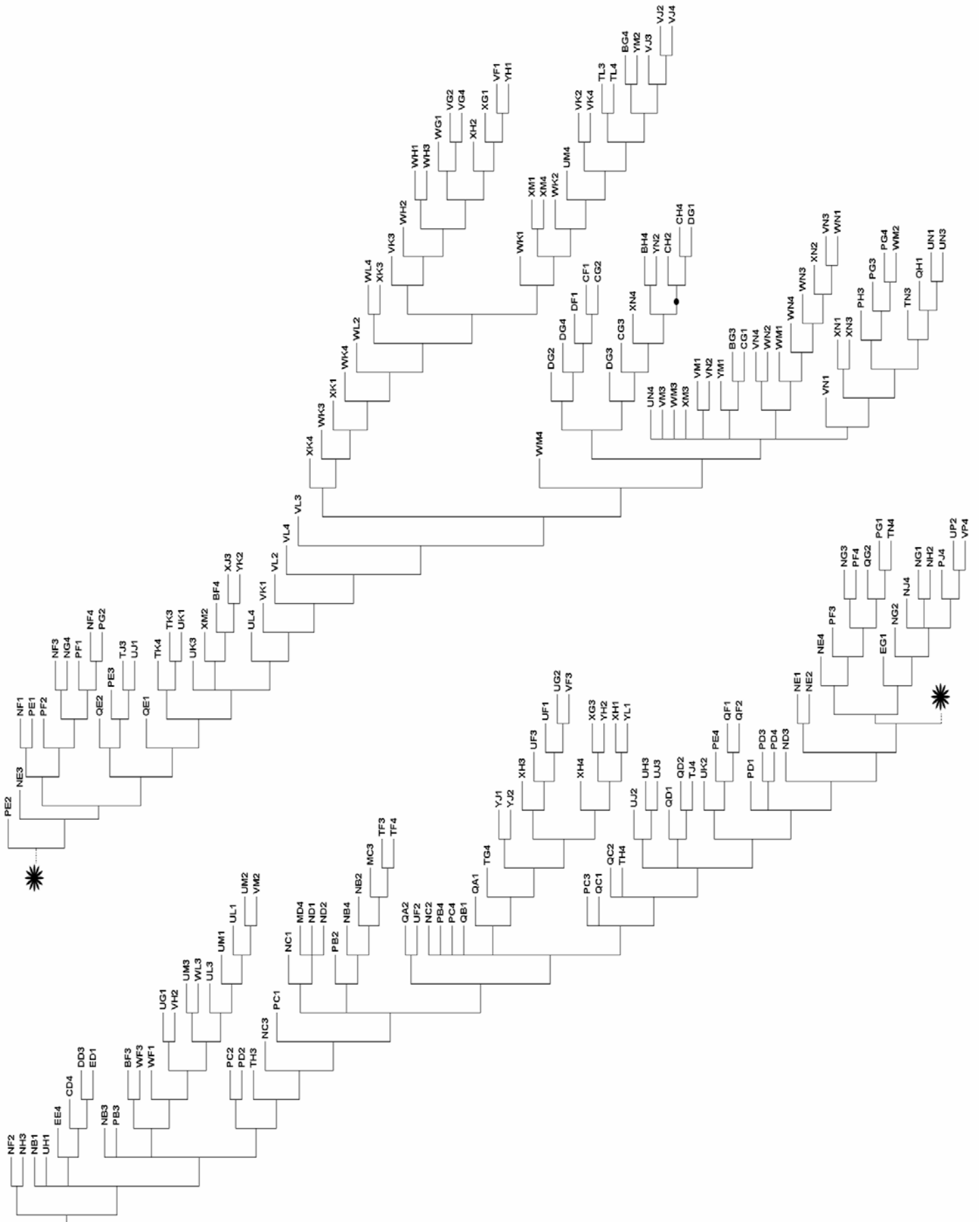


Apéndice 4.

Apéndices 6 y 7. Árbol de consenso estricto obtenido a partir de la matriz A (Apéndice 6). Las dicotomías terminales se representan separadas por una coma. Apéndice 7: Árbol de consenso estricto obtenido a partir de la matriz B. Nótese que el dendrograma está seccionado en el punto marcado por un asterisco (*). En ambos, los círculos negros insertos en alguna de las ramas indican la presencia de especies exclusivas de las cuadrículas en ese subconjunto. El círculo negro representa a las especies *P. cacaliae*, *B. napaea* y *A. nicias*. Dos círculos negros representan las siete especies descritas en el texto.

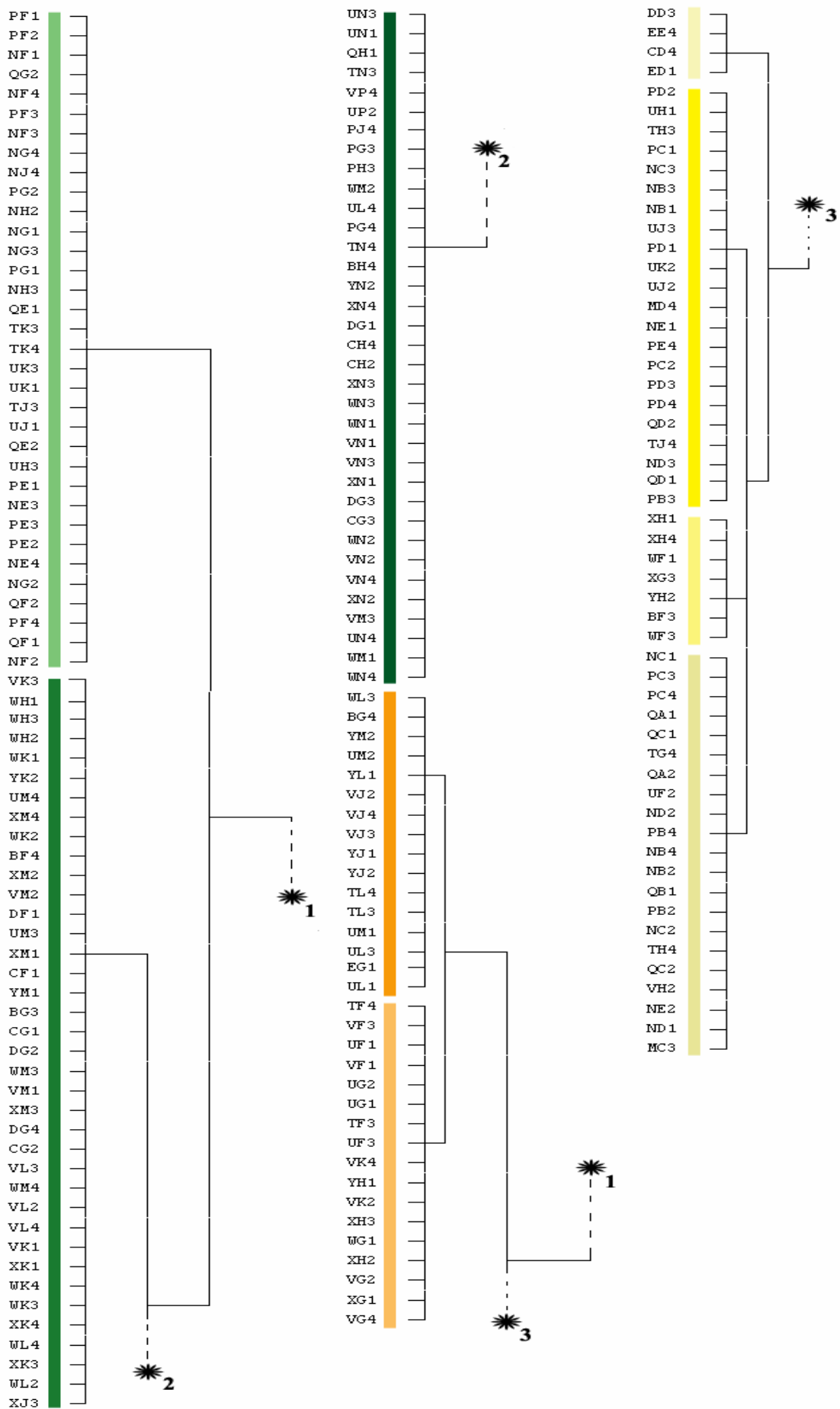


Apéndice 6.



Apéndice 7.

Apéndice 8. Dendrograma realizado con el método de Ward y la distancia euclídea al cuadrado, con los valores de los tres primeros ejes obtenidos en el análisis DECORANA utilizando las cuadrículas de la matriz B. Nótese que el dendrograma está seccionado en los puntos marcados por un asterisco y un subíndice (*).



Apéndice 8.