

# RELACION ENTRE ESPACIOS PROTEGIDOS Y LA DIVERSIDAD DE LA FAUNA DE MARIPOSAS (*LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA ET HESPERIOIDEA*) EN LA COMUNIDAD DE MADRID: UNA EVALUACION

E. GARCÍA-BARROS<sup>1</sup>, J. MARTÍN<sup>1</sup>, M.L. MUNGUIRA<sup>1</sup> & J.L. VIEJO<sup>1</sup>

## RESUMEN

Se evaluó el interés potencial para la conservación de distintas áreas de la Comunidad de Madrid, usando datos de presencia/ausencia de Papilionoideos y Hesperioideos en cuadrículas UTM de 10 km de lado. Los criterios incluyeron: número de especies, rareza local, rareza dentro de un marco geográfico de orden superior al local y complementariedad a zonas de alta diversidad.

Se midió la diversidad, y la densidad de población de las especies presentes en diez áreas de estudio dentro de la Comunidad, protegidas o no. Los datos se usaron para estimar la fiabilidad de la distribución conocida, a escala local.

Los resultados indican dos áreas interesantes: la porción oriental del Sistema Central, con la mayor diversidad de especies, y el cuadrante sureste, con el mayor valor complementario a la zona anterior. Destacamos el hecho de que estas dos áreas son marginales en la Comunidad, y su adecuada preservación debiera contar con el concurso de las comunidades autónomas limítrofes.

**Palabras clave:** Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea, conservación, diversidad, España.

## INTRODUCCION

Las mariposas diurnas de las superfamilias Papilionoidea y Hesperioidea reúnen muchos de los requisitos reconocidos asociados a los taxones con valor de indicadores ambientales (PEARSON, 1995). Su condición de elementos útiles es reforzada por su estrecha relación con el substrato vegetal, al tratarse de fitófagos de requerimientos bastante específicos que, dentro de unos límites razonables, pueden reflejar las tendencias de otros grupos de artrópodos (MARTÍN CANO *et al.*, 1996). Esto justifica su interés a la hora de establecer o valorar áreas de potencial interés para la conservación del medio ambiente (p. ej.: NEW *et al.*, 1995), que ha aumentado notablemente en diversos países de la Comunidad Europea (VAN HELSDINGEN *et al.*, 1996). El conocimiento de la distribución geográfica de las mariposas en la

Península Ibérica es aún deficiente; no obstante, aumenta progresivamente el número de trabajos con información corológica basada en la malla de cuadrículas UTM de 10 km de lado (ROBERT *et al.*, 1983; GÓMEZ DE AIZPÚRUA, 1987, 1988; OLANO *et al.*, 1989; GARCÍA-VILLANUEVA *et al.*, 1997; MAGRO, 1997), que de hecho se han empleado con el propósito mencionado (VIEJO *et al.*, 1989, 1991, 1992a; BAZ, 1991).

En trabajos anteriores (VIEJO *et al.*, 1992b; GARCÍA-BARROS *et al.*, 1993a) nuestros resultados sugerían cierta falta de ajuste entre las áreas de mayor diversidad de mariposas diurnas de la Sierra de Guadarrama en Madrid, y las zonas legalmente protegidas. Este hecho motivó el planteamiento de un segundo estudio, encaminado esta vez a evaluar el conjunto de áreas protegidas de la Comunidad de Madrid desde este punto de vista lepidopterológico.

Tanto BAZ (1991), como VIEJO *et al.* (1991) han designado zonas de potencial interés por su composición faunística de papilionoideos y hespe-

<sup>1</sup> Departamento de Biología (Zoología).  
Universidad Autónoma de Madrid.  
28049 Madrid.

rioideos, utilizando los mapas de distribución en Madrid elaborados por GÓMEZ DE AIZPÚRUA (1987). Algunas de sus conclusiones son interesantes, y demuestran que distintos métodos cuantitativos pueden arrojar resultados netamente diferentes sobre el interés relativo de unas u otras zonas, Fig. 1. Por ejemplo, el Índice Corológico Medio (basado en el índice propuesto por KUDRNA, 1986) ha sido usado por VIEJO *et al.* (1991) para designar áreas de interés complementarias a las simplemente destacadas por su número de especies. Este índice es interesante porque aporta propiedades adicionales a los criterios de riqueza y la rareza de especies (los más frecuentemente empleados: MARGULES & USHER, 1981). Sin embargo, cuenta con componentes cualitativos poco explícitos que pueden hacer recelar de su aplicación, y que en algún caso son fáciles de perfeccionar. Por otra parte, desconocemos en qué medida los datos faunísticos disponibles son definitivos, y hasta qué punto pueden usarse para predecir la fauna de puntos concretos dentro de cada cuadrícula de 10 km de lado.

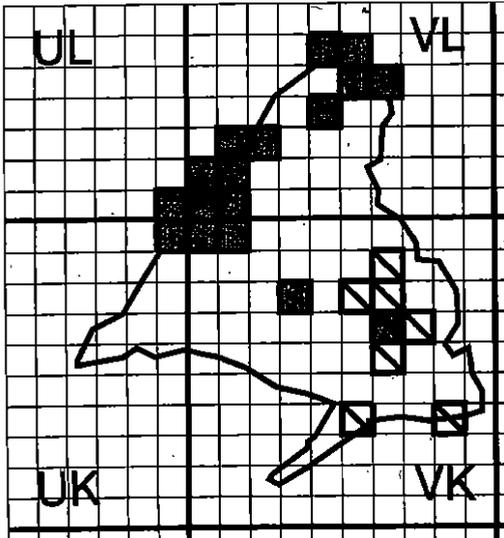


Fig. 1. Cuadrículas U.T.M. de 10 × 10 km con alto valor potencial para la conservación de acuerdo con su fauna de papilionoideos y hesperioideos, siguiendo a: BAZ (1991), cuadrículas coincidentes para cuatro índices de selección (sombreado); VIEJO *et al.* (1991), cuadrículas con mayor número de especies (rayado); VIEJO *et al.* (1991), cuadrículas con mayor índice corológico medio (barra diagonal).

Finalmente, el número de espacios naturales de interés catalogados en la Comunidad Autónoma que nos ocupa es considerablemente mayor que el de los efectivamente protegidos (ANÓNIMO, 1991; ICONA, 1994). Ciertas zonas han sido propuestas, o se encuentran en trámites para su protección, como el Parque Regional del Sureste, de considerable extensión. Bajo estas circunstancias, parece útil ahondar en la consideración del interés entomológico de las áreas protegidas existentes, la fiabilidad de los datos disponibles, la estabilidad de los criterios de valoración aplicados a la fauna de mariposas a nivel local, y la relación entre la diversidad faunística de una cuadrícula UTM de 10 kilómetros de lado y la de una comunidad de mariposas diurnas en un punto concreto dentro de la misma.

En este trabajo intentamos, dentro de este conjunto heterogéneo de posibilidades, una aproximación a los siguientes puntos: completar el conocimiento faunístico de una serie de localidades de la Comunidad de Madrid y comparar los resultados con los datos bibliográficos; evaluar la diversidad y abundancia de mariposas en puntos de vegetación bien conservada, dentro y fuera de áreas protegidas; habiendo actualizado los datos disponibles sobre la fauna de cada cuadrícula, evaluar nuevamente las distintas regiones de la Comunidad desde un punto de vista lepidopterológico, comparando los resultados de diferentes índices, y, dentro del último apartado, aplicar índices que valoren la rareza u originalidad biogeográfica de las especies componentes de una lista local (IDLE, 1986), pero desde un ámbito geográfico de rango superior al estudiado (p. ej.: la Península Ibérica, Europa), evitando sobreestimar la rareza local de especies de otro modo ampliamente distribuidas y, a la vez, valorando las especies biogeográficamente restringidas, pero abundantes en el área de estudio.

## MATERIAL Y METODOS

### Áreas protegidas

La Comunidad de Madrid cuenta actualmente con nueve áreas protegidas por diferentes figuras legales, de extensión muy variada: 1) Hayedo de Montejo, 2) Cumbre, circo y lagunas de Peñalara, 3) Pinares de Abantos y zona de La Herrería, 4) Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares,

5) Reserva entomológica de El Regajal y Laguna de Ontígola (Aranjuez), 6) Carrizal de Villamejor, 7) Peñas del Arcipreste de Hita, 8) Laguna de San Juan, y 9) Parque Regional del Sureste, de reciente creación. A esta lista pueden añadirse varios espacios de la red de ZEPAs (zonas de especial protección para las aves), como: Alto Lozoya, Soto de Viñuelas, encinares del Alberche y Cofio, y secanos del Tajo en Aranjuez (AYALA CARCEDO *et al.*, 1988; ANÓNIMO, 1991; ICONA, 1994).

Gran parte de este trabajo se basa en censos de especies de cada cuadrícula UTM de 10 × 10 km. Para las comparaciones, hemos considerado áreas protegidas aquéllas cuadrículas en las que gran parte de su superficie (al menos un 25 %) puede considerarse como tal. Esto ha llevado a la exclusión de espacios puntuales (Peñas del Arcipreste, Carrizal de Villamejor, Laguna de San Juan). Hemos descartado igualmente los enclaves de la red ZEPA, aunque su interés pueda discutirse a posteriori, porque sus peculiares características, seleccionadas para ofrecer cierta diversidad de hábitats y lugares de invernada para las aves, no ofrecen de forma homogénea una garantía para la

persistencia de diversidad vegetal y entomológica. Las cuadrículas que consideraremos a efectos prácticos se representan en la Fig. 2.

### Puntos de muestreo

Se seleccionaron uno o dos puntos de muestreo en cuatro áreas protegidas dentro de la Comunidad de Madrid: Cerros próximos a San Martín de la Vega, y ribera del Jarama en la finca El Porcal, en el Parque Regional del Sureste; finca de El Regajal, en Aranjuez; alrededores de la Laguna de Peñalara (en las inmediaciones de la Laguna, y en el piso del piornal a una altitud ligeramente inferior); la finca de La Paloma en el Monte de El Pardo. De modo paralelo, se realizaron prospecciones similares en otros puntos de la Comunidad que no disfrutaran de una figura de protección legal, pero que eran potencialmente interesantes desde el punto de vista lepidopterológico: Campo Real, Cenicientos, Valle de Lozoya cerca de Oteruelo del Valle, y bosques en los alrededores de la localidad de Pezuela de las Torres.

En cada una de estas áreas seleccionamos uno o dos sectores característicos por su vegetación y uso del suelo. La localización y principales características de las estaciones de muestreo se resumen en la Tabla I. En cada sector se estableció un recorrido de 1000 metros; una vez al mes, todos los meses entre abril y septiembre, se realizaron muestreos en transectos de 5 m de anchura a lo largo de tales rutas. Se anotaron todos los ejemplares de Papilionoidea y Hesperioidea interceptados; cuando resultó necesario para su correcta identificación, aquéllos fueron trasladados al laboratorio.

### Características de las comunidades estudiadas

Usando los resultados de cada zona, calculamos el número total de ejemplares y especies recogidas, la densidad de población media de cada especie (durante su período de vuelo, es decir, excluyendo los meses sin capturas), y la diversidad de la taxocenosis aplicando el índice de diversidad  $H'$  de Shannon-Weaver (MARGALEF, 1957) al total de capturas. Este valor viene dado por  $H' = -\sum p_i \cdot \log_2(p_i)$ , donde  $p_i$  es la frecuencia relativa de una especie  $i$  en la taxocenosis.

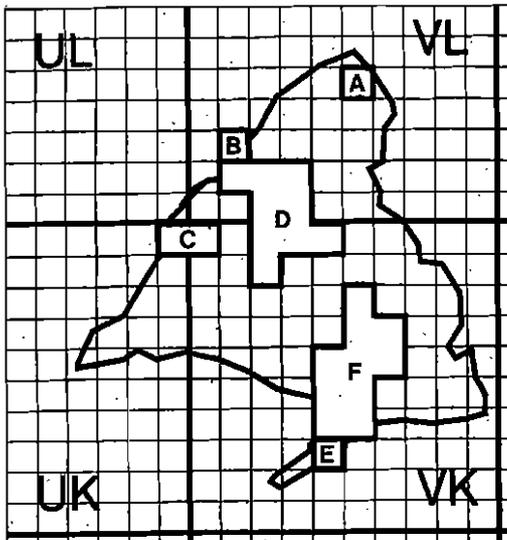


Fig. 2. Cuadrículas U.T.M. de 10 × 10 km de la Comunidad de Madrid (zona 30T) que contienen espacios naturales protegidos: A, Hayedo de Montejo; B, cumbre, circo y lagunas de Peñalara; C, Pinares de Abantos y zona de La Herrería; D, Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares; E, Finca de El Regajal y Mar de Ontígola; F, Parque Regional del Sureste.

TABLA I

LOCALIDADES DE LA COMUNIDAD DE MADRID EN LAS QUE SE REALIZARON MUESTREOS EN TRANSECTO, PAISAJE DOMINANTE, ALTITUD SOBRE EL NIVEL DEL MAR, LOCALIZACION EN COORDENADAS U.T.M., Y CIFRAS GLOBALES DE LOS RESULTADOS

Localidad	Paisaje	Altitud (m)	U.T.M.	nsp	ejs	H'
1. San Martín de la Vega	Tomillar/coscojar	650	30TVK55	32	292	4,11
2. El Porcal (Arganda)	Ruderal/ribera	525	30TVK56	23	589	2,72
3. El Regajal (Aranjuez)	Coscojar	600	30TVK42	27	150	4,05
4. Campo Real	Quejigar/coscojar	700	30TVK66	44	419	4,80
5. Peñalara, Laguna	Cervunal/piornal	2.100	30TVL12	26	149	3,37
6. Peñalara, piornal	Piornal	1.950	30TVL12	19	86	3,97
7. Cenicientos	Melojar con prados	800	30TUK75	30	535	3,72
8. La Paloma, El Pardo	Encinar adeshado	700	30TVK39	24	445	2,82
9. Oteruelo del Valle	Prado en melojar	1.100	30TVL22	52	1.139	4,06
10. Pezuela de las Torres	Quejigar/encinar	825	30TVK87	49	334	5,05

nsp= número de especies, ejs= número de ejemplares, H'= diversidad (ver texto).

### Criterios para la evaluación del interés potencial de la fauna de cada cuadrícula

Se emplearon en primer lugar los criterios de alfa-diversidad (número de especies), y originalidad faunística, basados en los mapas de distribución de los papilionoideos y hesperioideos en Madrid de GÓMEZ DE AIZPÚRUA (1987), actualizados con el material publicado posteriormente (GARCÍA-PARÍS, 1985; GARCÍA PARÍS & MARTÍNEZ JIMENO, 1989; GARCÍA-BARROS *et al.*, 1993a, 1993b) y el recogido en este trabajo. No se incluyó el licénido *Cacyreus marshalli* (Butler, 1896), plaga de los geranios cultivados, recientemente introducido la provincia (MONSERAT & MÍNGUEZ, 1996). Para cada cuadrícula, se calculó el número de especies, así como tres índices de la originalidad faunística basados en el sumatorio de valores de la rareza de cada especie presente, en relación a tres ámbitos geográficos de diferente amplitud, que abreviaremos: IRM (índice de rareza en Madrid, basado en el número de cuadrículas de 10 × 10 km ocupadas por la especie); IRI (índice de rareza en la Península Ibérica, basado en el número de cuadrículas de 1 × 1 grados de latitud y longitud ocupadas por cada especie calculado por MARTÍN & GURREA, 1990); IRE (índice de rareza en Europa, basado en el número de cuadrados de un 5 grados de longitud y 5 grados de latitud ocupados por cada especie en Europa (MARTÍN Y

GURREA, datos inéditos). En cada caso, el valor de la cuadrícula viene dado por el sumatorio de los valores de las especies presentes en la misma. El valor de cada especie se calculó como  $(N-n)/N$ , donde N= número total de subunidades de territorio (cuadrículas), y n= número de subunidades ocupadas por la especie en cuestión. Se calcularon otros tres índices de rareza media, derivados de los anteriores mediante la división de sus valores en cada cuadrícula por el número de especies presentes en ella (RMM, o rareza media en Madrid, RMI o rareza media en la Península Ibérica, y RME o rareza media en Europa). Se esperaba de estos índices, a priori, una cierta independencia del número de especies. Los valores resultantes en cada caso para cada cuadrícula se hicieron variar entre 0 y 1 mediante substracción del valor mínimo y división por el valor máximo. Para evaluar la correlación entre ellos, los índices se normalizaron mediante transformación cuadrática.

Finalmente, se empleó un criterio de complementariedad (COLWELL & CODDINGTON, 1995) sencillo: dada una selección preliminar de cuadrículas (teórica, según su diversidad, o de hecho, según las áreas legalmente protegidas), designar las cuadrículas necesarias para que todas las especies citadas del área de estudio (Madrid) pudieran quedar representadas en un área natural protegida.

## RESULTADOS Y DISCUSION

### 1. Fauna, y estructura de las comunidades de mariposas, en diez puntos de la Comunidad de Madrid

Un resumen de los resultados obtenidos se presenta en la Tabla I. La lista completa de especies, y su abundancia (promedio de individuos por hectárea durante el período de vuelo de cada

especie) se ofrece en la Tabla II. Se censaron cien especies, cuya densidad de población estimada osciló entre 2 y 130 individuos por hectárea. Destacaron por su escasez de ejemplares los puntos de mayor elevación altitudinal (Peñalara) o sequedad (El Regajal, San Martín de la Vega). El número total de capturas mostró cierta relación positiva, aunque no significativa, con el número de especies ( $r = 0,58$ ,  $p = 0,08$ ).

TABLA II  
LISTA DE LAS ESPECIES (SIGUIENDO EL CATALOGO DE VIVES MORENO, 1994), Y SU ABUNDANCIA ESTIMADA EN CADA PUNTO DE MUESTREO

Especie	Localidades									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	-	-	-	-	-	-	70.0	-	63.2	-
<i>T. lineolus</i> (Ochsenheimer, 1808)	-	-	-	-	-	-	-	-	5.2	-
<i>Hesperia comma</i> (L., 1758)	-	-	-	-	4.0	-	-	-	14.0	-
<i>Gegenes nostradamus</i> (Fabricius, 1793)	*	-	2.4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Erynnis tages</i> (L., 1758)	-	-	-	4.0	-	-	-	-	-	-
<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)	-	4.0	4.0	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. baeticus</i> (Rambur, [1840])	4.0	22.0	3.6	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)	-	-	-	3.2	-	-	-	-	-	2.0
<i>Syrichius proto</i> (Ochsenheimer, 1808)	10.0	-	4.0	5.2	-	-	-	-	-	-
<i>Pyrgus malvae</i> (L., 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	21.2	2.0
<i>P. onopordi</i> (Rambur, 1839)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0
<i>P. serratalae</i> (Rambur, 1839)	-	-	-	-	-	-	-	-	9.2	-
<i>P. cirsi</i> (Rambur, [1840])	-	-	-	-	-	-	-	-	6.0	-
<i>Papilio machaon</i> (L., 1758)	2.0	-	-	-	-	-	-	4.0	-	2.0
<i>Ipbiclydes podalirius</i> (L., 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0	3.2
<i>Zerynthia rumina</i> (L., 1758)	2.0	-	2.0	4.0	-	-	3.2	-	12.0	10.0
<i>Colias alfacariensis</i> (Ribbe, 1905)	-	-	-	4.0	-	-	-	-	-	5.2
<i>C. croceus</i> (Geoffroy, 1785)	5.2	6.0	3.2	6.4	12.0	4.8	8.8	2.0	12.8	12.8
<i>Gonepteryx rhamni</i> (L., 1758)	-	-	-	2.0	2.0	2.0	-	-	11.2	-
<i>G. cleopatra</i> (L., 1767)	-	2.0	8.4	2.0	-	-	-	-	-	22.0
<i>Euchloe crameri</i> Butler, 1869	6.0	4.0	-	6.0	-	-	8.0	2.0	-	-
<i>E. tagis</i> (Hübner, [1804])	6.0	-	2.0	3.2	-	-	-	-	-	-
<i>A. cardamines</i> (L., 1758)	-	-	-	8.0	-	-	2.0	-	4.0	8.0
<i>Anthocharis belia</i> (L, 1767)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.0
<i>Aporia crataegi</i> (L., 1758)	-	-	-	4.0	-	-	-	-	2.0	-
<i>Pieris brassicae</i> (L., 1758)	2.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-	2.0
<i>P. rapae</i> (L., 1758)	6.0	59.2	5.6	-	5.2	-	21.6	-	9.2	10.0
<i>P. mannii</i> (Mayer, 1851)	-	-	2.0	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. napi</i> (L., 1758)	-	12.0	-	-	-	-	4.0	-	2.0	4.0
<i>Pontia daplidice</i> (L., 1758)	15.2	5.2	8.8	6.0	2.0	-	-	2.0	-	5.2
<i>Nymphalis polychloros</i> (L., 1758)	2.0	2.0	-	2.0	-	-	-	-	-	-
<i>Inachis io</i> (L., 1758)	-	-	-	-	4.0	2.0	-	-	2.0	-
<i>Vanessa atalanta</i> (Fabricius, 1807)	-	3.2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>V. cardui</i> (L., 1758)	8.0	8.0	-	-	9.2	4.8	-	-	4.0	-
<i>Aglais urticae</i> (L., 1758)	-	-	-	-	28.0	8.0	-	4.0	2.0	-
<i>Polygonia c-album</i> (L., 1758)	-	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Argynnis paphia</i> (L., 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0	-
<i>Pandoriana pandora</i> (D. & Schiff., 1775)	5.2	10.8	2.0	-	12.0	8.0	4.0	6.0	4.0	2.0

TABLA II (continuación)  
 LISTA DE LAS ESPECIES (SIGUIENDO EL CATALOGO DE VIVES MORENO, 1994), Y SU ABUNDANCIA  
 ESTIMADA EN CADA PUNTO DE MUESTREO

Especie	Localidades									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Mesoacidalia aglaja</i> (L., 1758)	-	-	-	-	2.0	-	-	-	22.0	-
<i>Fabriciana niobe</i> (L., 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	4.0	-
<i>F. adippe</i> (D. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	2.0	12.0	-	-	12.0	-
<i>Issoria lathonia</i> (L., 1758)	9.2	2.0	7.2	3.2	10.4	6.0	2.0	3.2	3.2	-
<i>Brenthis becate</i> (D. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	15.2	-
<i>B. daphne</i> (D. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melitaea cinxia</i> (L., 1758)	-	-	-	-	-	-	2.8	-	2.0	-
<i>M. phoebe</i> (D. & Schiff., 1775)	10.0	-	-	5.2	-	-	-	-	5.2	-
<i>M. didyma</i> (Esper, 1779)	-	-	-	8.0	2.0	-	-	-	3.2	4.0
<i>M. parthenoides</i> (Kefenstein, 1851)	-	-	-	-	-	-	-	-	35.2	-
<i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0	-
<i>E. defontainii</i> (Godart, 1819)	-	-	-	10.0	-	-	-	-	-	3.2
<i>Limnitis reducta</i> (Staudinger, 1901)	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0	9.2
<i>Pararge aegeria</i> (L., 1758)	-	6.8	-	-	-	-	2.0	-	4.0	2.0
<i>Lasiommata megera</i> (L., 1767)	-	5.6	2.0	4.0	4.0	3.2	4.0	-	6.0	5.2
<i>L. maera</i> (L., 1758)	-	-	-	-	4.0	-	-	-	-	-
<i>Coenonympha pamphilus</i> (L., 1758)	2.0	-	-	-	2.0	-	16.4	78.8	106.4	7.2
<i>C. dorus</i> (Esper, 1782)	-	-	-	22.0	-	-	-	-	-	24.0
<i>C. arcania</i> (L., 1761)	-	-	-	-	-	2.0	-	-	12.0	-
<i>C. glycerion</i> (Borkhausen, 1788)	-	-	-	-	-	-	-	-	27.2	-
<i>Erebia meolans</i> (De Prunner, 1798)	-	-	-	-	4.0	12.0	-	-	-	-
<i>Maniola jurtina</i> (L., 1758)	2.8	-	3.2	10.8	2.0	6.0	18.4	13.2	32.8	7.2
<i>Hyponephele lycanon</i> Muchamps, 1915	-	-	-	-	10.0	20.0	-	12.0	2.0	-
<i>H. lupinus</i> (Costa, 1836)	6.0	8.0	3.2	2.0	-	-	-	2.0	-	2.0
<i>Pyronia tithonus</i> (L., 1771)	-	-	2.0	-	-	-	127.2	-	61.2	7.2
<i>P. bathseba</i> (Fabricius, 1793)	-	-	-	16.0	-	-	-	10.0	-	7.2
<i>P. cecilia</i> (Vallantin, 1894)	9.2	-	-	5.2	-	-	24.0	18.0	-	2.0
<i>Melanargia lachesis</i> (Hübner, 1790)	-	-	10.0	12.0	4.0	4.0	108.0	2.0	73.2	24.0
<i>M. occitanica</i> (Esper, 1793)	61.2	-	-	2.0	-	-	-	-	-	-
<i>M. inae</i> (Hoffmannsegg, 1804)	-	-	-	-	-	-	2.0	-	-	-
<i>Hipparchia alcyone</i> (D. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0	-
<i>H. semele</i> (L., 1758)	6.0	-	2.0	22.8	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	17.2
<i>H. statilinus</i> (Hufnagel, 1776)	-	-	2.0	15.2	-	-	12.0	10.0	-	9.2
<i>H. fidia</i> (L., 1767)	7.2	-	4.0	30.0	-	-	-	-	-	4.0
<i>C. briseis</i> (L., 1764)	-	-	-	8.0	-	-	-	-	-	7.2
<i>Satyrus actaea</i> (Esper, 1780)	-	-	-	-	2.0	2.0	-	-	-	-
<i>Kanetisa circe</i> (D. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	8.0	10.0	55.2	2.0
<i>Tomares ballus</i> (Fabricius, 1787)	-	-	-	-	-	-	2.0	-	-	-
<i>Quercusia quercus</i> (L., 1758)	2.0	-	-	-	-	-	4.0	2.0	-	2.0
<i>Satyrion ilicis</i> (Esper, 1779)	-	-	-	-	-	-	-	-	4.0	-
<i>S. spini</i> (D. & Schiff., 1775)	-	-	-	6.0	-	-	-	-	-	2.0
<i>S. esculi</i> (Hübner, [1804])	6.0	-	10.0	43.2	-	-	-	94.0	2.0	6.0
<i>Callophrys rubi</i> (L., 1758)	2.0	-	8.0	22.0	-	-	-	-	-	9.2
<i>Lycaena phlaeas</i> (L., 1761)	2.0	36.0	4.0	3.2	6.0	2.0	12.4	25.4	5.2	3.2
<i>L. virgaureae</i> (L., 1758)	-	-	-	-	-	8.0	-	-	-	-
<i>L. bleusei</i> (Oberchür, 1884)	-	-	-	-	-	-	7.2	18.0	-	-
<i>L. alciphron</i> (Rottemburg, 1775)	-	-	-	-	6.0	3.2	-	-	-	-
<i>Lampides boeticus</i> (L., 1767)	-	2.0	-	5.2	-	-	-	-	19.2	4.0
<i>Leptotes pirithous</i> (L., 1767)	-	4.0	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Celastrina argiolus</i> (L., 1758)	-	-	-	-	-	-	2.0	-	-	4.0

TABLA II (continuación)  
 LISTA DE LAS ESPECIES (SIGUIENDO EL CATALOGO DE VIVES MORENO, 1994), Y SU ABUNDANCIA ESTIMADA EN CADA PUNTO DE MUESTREO

Especie	Localidades									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761)	—	—	2.0	2.0	—	—	2.0	—	—	4.0
<i>G. melanops</i> (Boisduval, 1828)	5.2	—	—	—	—	—	—	—	—	2.0
<i>Maculinea nausithous</i> (Bergstr., 1779)	—	—	—	—	—	—	—	—	7.2	—
<i>Pseudophilotes panoptes</i> (Hübner, [1813])	2.0	—	—	12.0	—	—	—	4.0	—	21.2
<i>P. abencerragus</i> (Pierré, 1837)	20.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Aricia cramera</i> (Eschscholtz, 1821)	15.6	113.6	5.2	3.2	—	—	42.0	21.6	2.0	10.0
<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)	—	—	—	—	—	—	—	—	2.0	—
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	10.0	13.2	2.0	2.0	—	—	3.2	2.0	49.2	2.8
<i>P. ibersites</i> (Cantener, 1834)	—	—	—	3.6	—	—	—	—	—	17.2
<i>P. albicans</i> (H.-Sch., 1851)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	5.2
<i>P. bellargus</i> (Rottemburg, 1775)	2.0	—	—	5.6	—	—	—	—	2.0	9.2
<i>Hamearis lucina</i> (L., 1758)	—	—	—	—	—	—	—	—	4.0	—

La numeración de las localidades (1 a 10) coincide con la de la Tabla I (ver texto para otros detalles). Las localidades son: 1- Parque Regional del Sureste, San Martín de la Vega; 2- Parque Regional del Sureste, El Porcal; 3- Reserva Entomológica de El Regajal, Aranjuez; 4- Campo Real; 5- Laguna de Peñalara, a 2100 m; 6, Laguna de Peñalara, a 1950 m; 7, Cenicientos; 8, Finca La Paloma, en El Pardo; 9- Oteruelo del Valle; 10- Pezuela de las Torres. \* = *G. nostradamus* fue capturado en el punto 1 (San Martín de la Vega) en julio de 1992.

Las mayores diversidades correspondieron a áreas de quejigar o coscojar en el cuadrante sureste de la Comunidad. Una inspección preliminar de las distribuciones de frecuencias de las especies en cada localidad (Fig. 3) sugiere marcadas diferencias; éstas parecen responder no sólo al nivel de conservación de la vegetación (que presumiblemente incide positivamente en el número de especies), sino a otros aspectos como, probablemente, la humedad o productividad del suelo. Esta segunda característica permite la proliferación, por ejemplo, de determinadas especies ligadas a formaciones pratenses (Cenicientos, Oteruelo del Valle); sin alterar, aparentemente, el número de especies, la relación de dominancia en estas comunidades difiere marcadamente de la de suelos poco productivos con vegetación xerófila (Campo Real, San Martín de la Vega, El Regajal), dentro de un rango comparable en cuanto al número de especies.

Como promedio, los puntos enclavados en zonas que no son espacios protegidos arrojaron cifras más altas por cuanto se refiere a número de especies, número de ejemplares, y diversidad (promedio de 39,8 especies; 574,0 ejemplares; diversidad = 4,09), que los de áreas protegidas (como promedio, 25,4 especies; 253,2 ejemplares;

diversidad = 3,64). Este resultado es interesante, y sugiere que la incorporación de enclaves marginales o próximos a algunos parques naturales podría permitir incorporar zonas de comunidades más ricas que las del propio parque. Sin embargo, el número de puntos estudiados es escaso para una comparación de detalle.

## 2. Contribución al conocimiento de la fauna lepidopterológica del Parque Regional del Sureste

La lista de especies encontradas en la ribera del Jarama en El Porcal, y los cerros próximos a San Martín de la Vega, se refleja en la Tabla II (localidades 1 y 2). Cabe añadir algunas especies capturadas en el curso de otras actividades, entre 1989 y 1993, entre Ciempozuelos y San Martín de la Vega en la cuadrícula 30TVK54, como sigue: *P. machaon*, *I. lathonia*, *P. pandora*, *M. ines*, *C. briseis* (no señaladas anteriormente en esta cuadrícula), además de *G. croceus*, *E. crameri*, *P. daplidice*, *Z. rumina*, *M. phoebe*, *M. occitanica*, *H. statilinus*, *M. jurtina*, *P. bathseba*, *H. lupinus*, *L. megera*, *L. phlaeas*, *A. cramera*, *L. bellargus*, *P. icarus*, y *S. proto*. De acuerdo con los datos bibliográficos y nuestras capturas, al menos 88 especies pueden encontrarse dentro del períme-

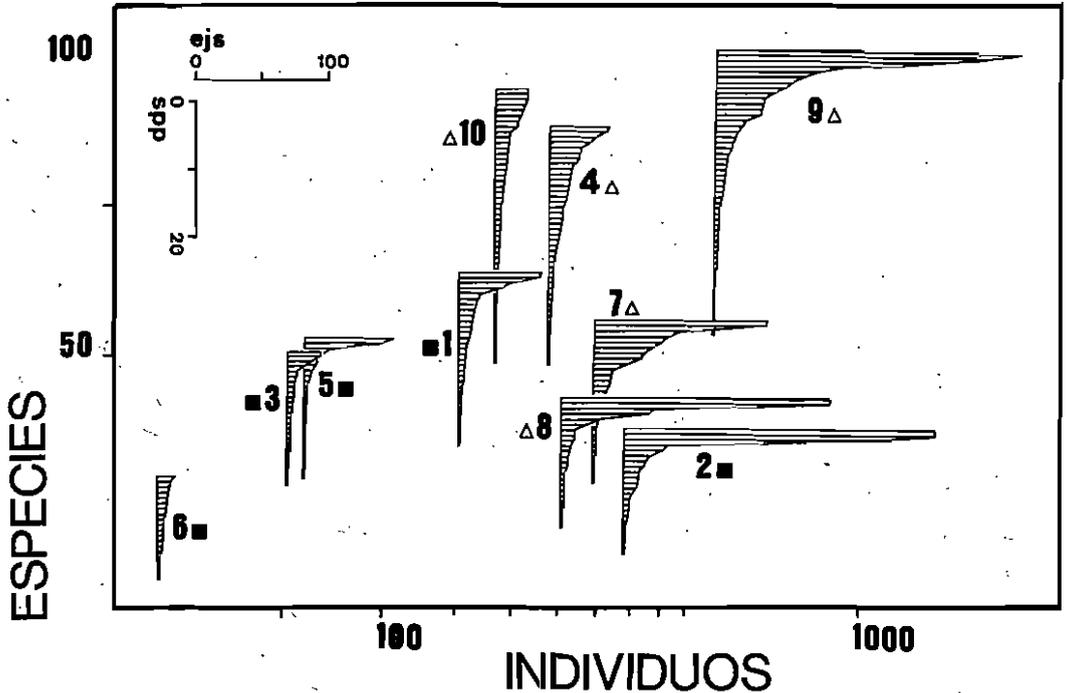


Fig. 3. Estructura de las comunidades de mariposas estudiadas. Los números (1 a 10) representan los puntos de muestreo, y se corresponden con los de la Tabla I. Cada punto se ubica en el gráfico con respecto al número total de individuos capturados, y el número de especies. Junto a cada punto se representa la distribución de frecuencias (total de capturas) de las especies; la escala de estas distribuciones de frecuencias se representa en el ángulo superior izquierdo, dentro del gráfico. Las localidades marcadas con un cuadro negro corresponden a espacios protegidos, y las señaladas con un triángulo vacío a zonas no protegidas.

tro propuesto para el Parque; sólo 42 de ellas aparecieron en los puntos de muestreo. Entre las dos localidades, la fauna de las zonas de ribera y grave-ras (El Porcal) es pobre en comparación con la de los cerros circundantes (San Martín de la Vega).

### 3. Ajuste entre la fauna citada de una cuadrícula de $10 \times 10$ km y la de un punto de muestreo

Se comparó el número de especies citadas de las cuadrículas interesadas antes de nuestro estudio, con el de especies capturadas en un punto concreto. Para aumentar el volumen de los datos, se incluyeron censos comparables realizados anteriormente en el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares (GARCÍA-BARROS *et al.*, 1993a), lo que permitió manejar censos mensuales de 20 puntos en 13 cuadrículas. Se calcula-

ron: el número de especies añadidas, el número de especies encontradas (de entre las anteriormente citadas), y el ajuste entre la lista de especies citadas y capturadas. Esta tercera variable se computó como el inverso de la suma de las diferencias absolutas entre las dos listas. La relación entre las tres variables se estimó mediante el coeficiente de correlación de Pearson.

Se encontró una correlación positiva entre el número de especies capturadas en un punto y el número de las citadas de la cuadrícula ( $r = 0,53$ ,  $p = 0,02$ ; Fig. 4). Tanto el ajuste entre las listas de citadas y encontradas como el número de novedades para una cuadrícula demostraron una relación inversa con el número de especies previamente citadas (respectivamente:  $r = -0,74$ ,  $p < 0,001$ ; y  $r = -0,54$ ,  $p = 0,014$ ). Por otra parte, los datos de un punto de muestreo arrojaron un promedio de

### Especies capturadas

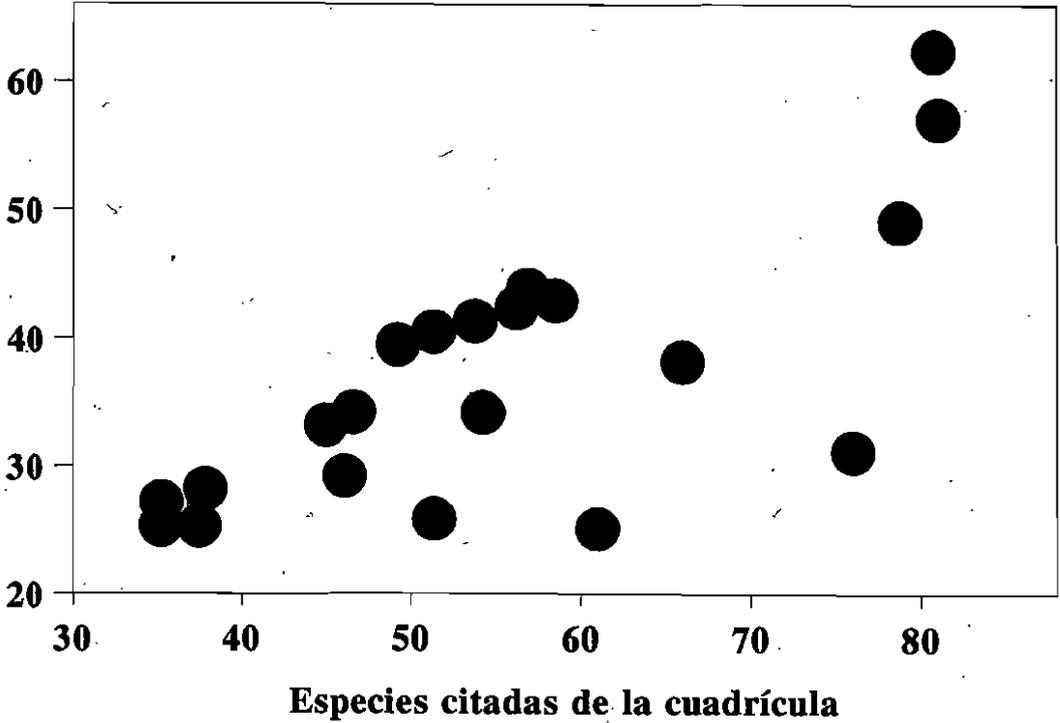


Fig. 4. Relación entre el número de especies citadas de cada cuadrícula U.T.M. de 10 km de lado, y el número de especies encontradas en un punto de muestreo concreto dentro de esa cuadrícula.

cinco especies añadidas a la lista de la cuadrícula por cada punto de muestreo ( $5,15 \pm 4,25$ ), y un ajuste medio entre listas de  $0,38 \pm 0,11$ ). Estos datos sugieren que el patrón mostrado por los mapas de GÓMEZ DE AIZPÚRUA (1987), y adiciones posteriores de otros autores, puede usarse con cierta confianza ya que refleja en buena medida la diversidad de especies en estos sectores. El grado de ajuste dista de ser completo, sin embargo, y puede predecirse una ampliación de la fauna citada de cada cuadrícula, quizá tanto mayor cuanto mayor sea el número de especies ya citadas.

#### 4. Valoración de cuadrículas U.T.M. mediante criterios de rareza. Revisión y actualización

La variación del criterio geográfico usado para determinar la rareza de las especies tuvo escaso

efecto en los valores de los índices no promediados para el número de especies (IRM, IRI, IRE), que mostraron elevada correlación tanto entre ellos como con el número de especies (Tabla III). Esto sugiere un elevado peso relativo del número de especies, que hace poco útil ahondar en el uso de otros criterios no promediados aparte de los directamente basados en el número de especies. La Fig. 5 muestra las cuadrículas con valores altos de IRM (rareza en Madrid); los resultados, lógicamente, coinciden en gran medida con los de BAZ (1991), que usó la rareza dentro del área estudiada como criterio de valoración de las especies.

Contrariamente a lo esperado, los índices promediados para el número de especies no resultaron independientes de este factor (en todos los casos se correlacionaron positiva y significativamente con

TABLA III  
CORRELACION ( $r$  DE PEARSON) ENTRE LOS  
DIFERENTES INDICES CALCULADOS PARA CADA  
CUADRÍCULA ( $n = 109$ )

	IRM	IRI	IRE	RMM	RMI	RME
ISP	0,93	0,93	0,97	0,68	0,63	0,29
IRM		0,94	0,93	0,90	0,72	0,39
IRI			0,95	0,78	0,87	0,44
IRE				0,72	0,69	0,49
RMM					0,72	0,47
RMI						0,48

Todos los coeficientes son estadísticamente significativos ( $P > 0,0001$  excepto IRM-RME, donde  $P = 0,002$ ) (ver texto).

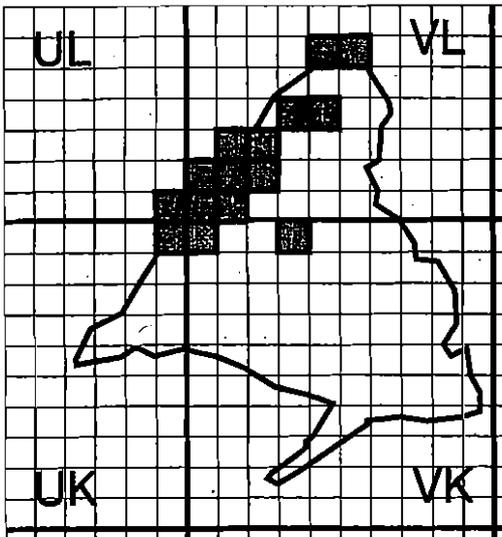


Fig. 5. Cuadrículas U.T.M. de  $10 \times 10$  km de la Comunidad de Madrid con valores altos ( $>$  media + d.s.) de los índices IRM (explicación en el texto).

d.s.: desviación estándar, IRM: índice de rareza en Madrid.

el número de especies de las cuadrículas, Tabla III). Esto podría explicarse en parte por la composición biogeográfica de la fauna de mariposas de Madrid y su posición central en la Península, como sugieren VIEJO *et al.* (1991): las cuadrículas de mayor riqueza faunística albergan una fauna más similar, en términos generales, a la de la Europa central, mientras que en las de menor riqueza se encuentran más especies de distribución restringida al área mediterránea. De los tres índices, el de rareza en Europa (RME) mostró el mayor

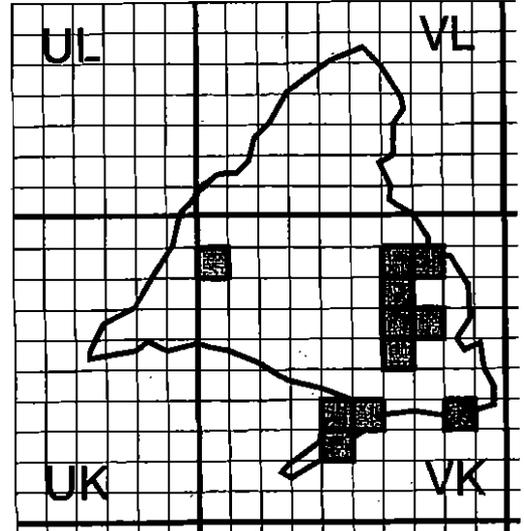


Fig. 6. Cuadrículas U.T.M. de  $10 \times 10$  km de la Comunidad de Madrid con valores altos ( $>$  media + d.s.) de los índices RME (explicación en el texto).

d.s.: desviación estándar, RME: rareza media en Europa.

grado de independencia con respecto a los demás, y en particular con respecto al número de especies; consecuentemente, se perfiló como la mejor alternativa para medir el grado de originalidad biogeográfica de la fauna local. Las cuadrículas con altos valores de RME (Fig. 6) se concentran esencialmente en el sureste de la provincia, marcando tendencias semejantes a las del Índice Corológico Medio empleado por VIEJO *et al.* (1991). No ofreceremos en detalle los valores de todos los índices, pero la Tabla IV recoge la lista de cuadrículas con valores máximos de cualquiera de los cuatro criterios: número de especies, rareza en Madrid, rareza media en Madrid, y rareza media en Europa.

Es interesante que, en cualquier caso, un límite suficientemente amplio impuesto sobre la distribución de valores de la riqueza en especies llama la atención sobre las mismas zonas: sierras del margen noroeste, y cuadrante sureste de la Comunidad de Madrid (Fig. 7).

##### 5. Valoración de cuadrículas U.T.M.: el criterio de complementariedad

La Tabla V recoge los datos disponibles, en cuanto a número de especies en las cuadrículas interesadas

TABLA IV

CUADRICULAS U.T.M. DE 10 × 10 KM DE LA COMUNIDAD DE MADRID CON VALORES ELEVADOS (SUPERIORES A LA MEDIA MAS LA DESVIACION TIPICA DE LA MEDIA) PARA UNA O MAS DE LAS CUATRO VARIABLES: NUMERO DE ESPECIES (nsp), Y LOS INDICES IRM, RMM, Y RME (VER TEXTO). TODAS LAS CUADRICULAS CORRESPONDEN A LA ZONA 30T

UTM	nsp	IRM	RMM	RME
UK99	89	0.87	0.56	0.75
UL90	93	0.92	0.59	0.73
VK08	59	0.69	0.54	0.96
VK09	104	0.98	0.59	0.82
VK19	75	0.74	0.48	0.75
VK37	79	0.77	0.50	0.78
VK38	74	0.72	0.47	0.79
VK39	56	1.00	1.00	0.70
VK42	66	0.68	0.46	0.84
VK43	61	0.63	0.43	0.85
VK53	58	0.62	0.44	0.86
VK65	39	0.48	0.40	0.95
VK66	76	0.45	0.13	0.93
VK67	66	0.72	0.52	0.98
VK68	37	0.44	0.34	0.87
VK76	43	0.51	0.41	0.93
VK78	51	0.56	0.42	0.86
VK83	28	0.40	0.38	0.88
VK84	84	0.59	0.26	0.29
VK86	73	0.74	0.49	0.78
VK87	68	0.70	0.47	0.84
VK94	94	0.61	0.24	0.07
VL00	98	0.95	0.60	0.75
VL01	93	0.92	0.59	0.75
VL10	105	0.99	0.60	0.80
VL11	96	0.95	0.61	0.73
VL12	82	0.86	0.58	0.69
VL21	64	0.73	0.55	0.67
VL22	90	0.91	0.60	0.68
VL31	78	0.78	0.52	0.64
VL33	61	0.72	0.55	0.64
VL42	69	0.73	0.52	0.65
VL43	75	0.79	0.55	0.72
VL45	87	0.90	0.61	0.64
VL53	66	0.65	0.43	0.66
VL54	87	0.84	0.53	0.81
VL55	90	0.92	0.61	0.67
VL64	75	0.75	0.50	0.67

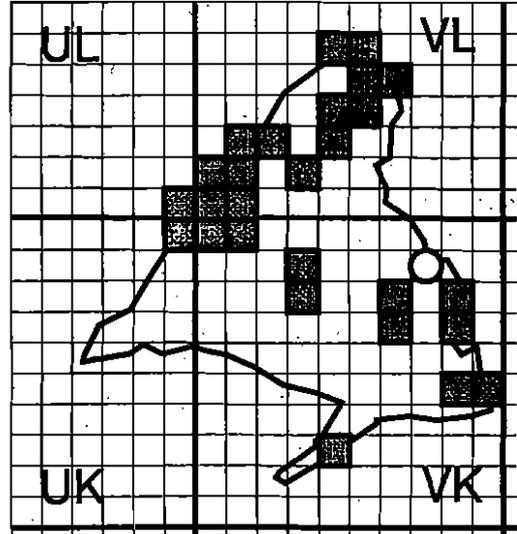


Fig. 7. Cuadrículas U.T.M. de 10 × 10 km de la Comunidad de Madrid con elevado número de especies (n > media + s.d., cuadros sombreados) de acuerdo con los datos faunísticos actualizados, y áreas complementarias (círculo). d.s.: desviación estándar.

Se estimó que un hipotético diseño racional encaminado a proteger la máxima cantidad de especies de mariposas diurnas hubiera alcanzado un elevado porcentaje de éxito de haber sido seleccionadas las cuadrículas UTM con número de especies igual a la media más la desviación típica (Fig. 7): únicamente una especie, el ninfárido *Charaxes jasius* (L., 1758), citado de la cuadrícula 30TVK78, quedaría excluido. La mencionada cuadrícula sería, por lo tanto, la única subárea complementaria requerida. Una vez incluida, el número total de cuadrículas designadas sería de 27.

Una segunda aproximación se diseñó para designar cuadrículas complementarias a las áreas protegidas actuales. Antes de la puesta en marcha del Parque Regional del Sureste, al menos 16 especies no estarían presentes en ninguna de las cuadrículas «protegidas». Entre tales especies se encuentran algunas termófilas y características del sureste de la Comunidad, como *Euphydryas desfontainii*, *Coenonympha dorus*, o *Iolana iolas* (Ochsenheimer, [1816]), algunas de las cuales están, incluso, protegidas dentro de la Comuni-

por espacios protegidos. Puede observarse que un elevado porcentaje de las 142 especies de la Comunidad (más del 90 %) parece estar representado dentro de áreas con protección de algún tipo.

TABLA V

ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS EN LA COMUNIDAD DE MADRID, NUMERO DE CUADRICULAS U.T.M. DE 10 KM DE LADO QUE SE AJUSTAN APROXIMADAMENTE A SU DELIMITACION, NUMERO DE ESPECIES CITADAS DE ESTAS CUADRICULAS, PORCENTAJE QUE REPRESENTAN DEL TOTAL DE MARIPOSAS CITADAS PARA ESE CONJUNTO DE CUADRICULAS, Y NUMERO DE ESAS ESPECIES OBSERVADAS POR LOS AUTORES. LOS DATOS DEL PARQUE REGIONAL DE LA CUENCA ALTA DEL MANZANARES SON LOS RECOGIDOS POR GARCÍA-BARROS *et al.* (1993a)

Espacio natural	Número cuadrículas	Especies citadas	Tanto por ciento de las especies de la Comunidad	Especies capturadas
Abantos/La Herrería	2	112	78,9	–
Montejo	1	87	61,3	–
P.R. Cuenca Alta Manzanares	9	113	79,6	83
Peñalara	1	82	57,7	28
El Regajal	1	66	46,5	28
P.R. Sureste	10	88	62,0	42
Total	24	131	92,3	102

dad. Y, por otra parte, otras de carácter eurosiberiano en sentido amplio, como *Brenthis ino* (Rottemburg, 1775) o *Aphantopus hyperantus* (L., 1758). Las cuadrículas complementarias requeridas (Fig. 8) son periféricas a las zonas protegidas, o bien se concentran en el sureste de Madrid. Una vez incluido el Parque Regional del sureste

quedan englobadas algunas de las especies meridionales, pero aún 10 especies carecerían de representación en espacios protegidos. Estas son, concretamente: *Brenthis ino*, *Clossiana dia* (L., 1767), *Charaxes jasius*, *Aphantopus hyperantus*, *Maculinea nausithous*, *Aricia morronensis* Ribbe, 1910, *Polyommatus amandus* (Schneider, 1792), *Polyommatus daphnis* (D. & Schiff., 1775), *Pyrgus fritillarius* (Poda, 1761), y *Carcharodus flocciferus* Zeller, 1847.

Las áreas complementarias requeridas comprenden, de acuerdo con la situación actual probable, al menos 11 cuadrículas (Fig. 9); esto hace un total de 36 cuadrículas (en comparación con las 27 requeridas en el diseño hipotético).

La Fig. 10 muestra una comparación de la delimitación aproximada de las áreas protegidas, con la de las cuadrículas que tienen interés desde cualquiera de los puntos de vista discutidos: número de especies, rareza en Madrid (IRM), rareza en Europa (RME), complementariedad a zonas protegidas, o designación por autores anteriores (BAZ, 1991; VIEJO *et al.*, 1991).

## CONCLUSIONES

Los criterios de selección de áreas para la conservación basados en parcelas geográficas relativamente amplias, como cuadrículas U.T.M., se justifican desde el punto de vista de la conservación de ecosistemas o extensiones que mantienen alta

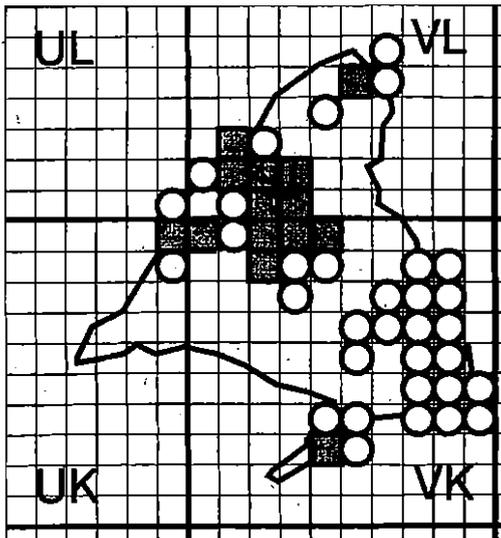


Fig. 8. Cuadrículas U.T.M. de 10 x 10 km de la Comunidad de Madrid que corresponden con áreas protegidas de la Comunidad, antes de la creación del Parque Regional del Sureste (cuadros sombreadados) y áreas complementarias (círculos).

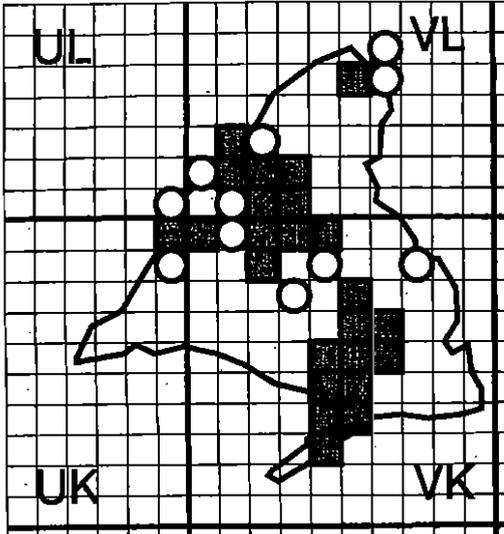


Fig. 9. Cuadrículas que corresponden a áreas protegidas, una vez incluido el trazado del Parque Regional del Sureste (cuadros sombreados), y áreas complementarias (círculos).

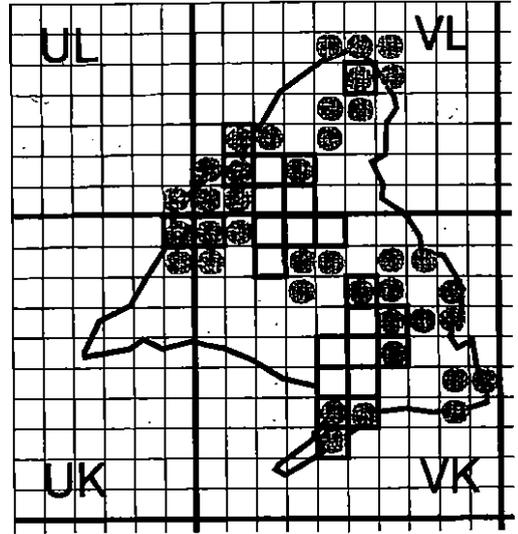


Fig. 10. Comparación de las cuadrículas de extensión superior a 250 hectáreas en la Comunidad de Madrid (cuadros), y aquellas que destacan por su interés lepidopterológico por uno o más de los criterios expuestos en el trabajo (zonas sombreadas).

diversidad biológica, como contraposición a los criterios de protección de especies concretas (THOMAS & MALLORIE, 1985; VIEJO *et al.*, 1989). Una aproximación a la evaluación de áreas con este tipo de criterios es un objetivo a corto plazo para aquellos grupos de los que puedan disponerse datos adecuados (ver, por ejemplo CASTRO PARGA *et al.*, 1996). Dentro de una escala menor, el uso de cuadrículas de 10 x 10 km presenta algún riesgo. Por ejemplo, no hay garantía de coincidencia entre las áreas prospectadas para los estudios faunísticos y las protegidas, ya que no hay motivos para esperar que la delimitación de un parque natural se ajuste a un diseño basado en cuadrículas UTM. La heterogeneidad de las características fisiográficas y de utilización del suelo dentro de este tipo de unidades es grande, y por lo tanto deben serlo igualmente las características de las comunidades de mariposas. Nuestro trabajo demuestra un desajuste potencialmente importante entre la fauna de un punto dado y la citada de una cuadrícula.

A estos problemas hay que añadir la bondad y veracidad de los datos empleados; aunque la fauna de mariposas diurnas puede considerarse bien estudiada en términos generales, son pocos

los enclaves concretos que cuentan con estudios faunísticos detallados recientes. La presencia de determinadas especies no se ha comprobado de forma fehaciente, o puede considerarse pendiente de confirmación, y sin embargo puede tener un peso definitivo cuando se trata de especies emblemáticas, o simplemente raras en la zona estudiada. Pueden ser ejemplos las citas de *Charaxes jasius* en el Este de la Comunidad (GÓMEZ DE AIZPÚRUA, 1987), las de *Chazara prievri* (Pierret, 1837) de la Casa de Campo (SIMÓN SORLI, 1986), y Rivas Vaciamadrid, zona afectada por el desarrollo urbanístico de donde no hay citas recientes, o las de *Aricia morronensis* en la Sierra de Guadarrama (MONSERRAT, 1976), que requieren confirmación (MUNGUIRA & MARTÍN, 1988). Todo ello nos hace subrayar la necesidad de nuevos estudios faunísticos planificados. Los datos cuantitativos sobre la abundancia de las distintas especies, por ejemplo, son escasos o difíciles de comparar dada la ausencia de una metodología uniforme que haga los datos comparables entre sí. La «unidad de esfuerzo», sin otras precisiones (por ejemplo BAZ RAMOS, 1986) es claramente

sensible a la abundancia de ejemplares, y presumiblemente variable entre autores. Durante los últimos años, los censos propuestos por POLLARD *et al.* (1975) han ganado adeptos, y de hecho se han adoptado en diferentes estudios en la Península (STEFANESCU & MIRALLES, 1989; RODRÍGUEZ, 1991). Desgraciadamente, tales censos no suelen referirse a una unidad de área. A pesar de tratarse de una estimación basta, creemos que datos como los presentados en la Tabla I de este trabajo pueden, con el tiempo, componer un volumen de cifras útiles para la gestión de especies y ecosistemas. Eventualmente, es posible calcular el error de tales estimas (RODRÍGUEZ, 1991).

Es obvio que diferentes criterios de valoración de las especies resultan en diferencias de mayor o menor entidad al seleccionar las áreas prioritarias, por lo que tales selecciones deben ser manejadas con prudencia. En cualquier caso, las mariposas de la Comunidad de Madrid, y las áreas protegidas de ésta, ofrecen un ejemplo realista de gestión del medio ambiente para la conservación. Sin olvidar que se trata sólo de una pequeña parte de la fauna de la región, podemos concluir que, si bien el diseño de las áreas protegidas es, aparentemente, aceptable (más del 90 % de las especies presentes en la Comunidad están representadas en sus áreas protegidas), a pesar de la evidencia de que las mariposas tuvieron poco que ver en su diseño. Sin embargo, destaca el hecho de que una serie de áreas de alto interés potencial, frecuentemente colindantes con áreas protegidas, quedan marginadas a pesar de que la cantidad de unidades de terreno que quedan bajo figura de protección es incluso mayor que la imprescindible. La diversidad de especies de otros grupos animales y vegetales de interés (plantas protegidas, aves) parece seguir, a grandes rasgos, un patrón pareci-

do al de las mariposas diurnas (p. ej.: ANÓNIMO, 1991), por lo que es posible que estos resultados puedan extrapolarse a otros grupos.

En su conjunto, todos los criterios aplicables en Madrid apuntan a dos zonas prioritarias, la Sierra al noroeste, y el sureste (enclaves termófilos del sureste y transición a la zona alcarreña). Ambas son periféricas en la provincia, efecto subrayado por la situación centroide de la capital. Esto pone en evidencia un problema de diseño y gestión de áreas naturales en territorios de extensión moderada: buena parte de la responsabilidad en la preservación de la diversidad en esas regiones no depende exclusivamente de la Comunidad considerada, y cualquier acción al respecto debiera realizarse en coordinación con las comunidades autónomas con las que limita, en este caso Castilla-La Mancha y Castilla-León. Por desgracia, los datos faunísticos lepidopterológicos de las cuadrículas limítrofes en varias de las provincias interesadas (Segovia, Ávila, Guadalajara) son, en general, pobres.

## AGRADECIMIENTO

Este trabajo ha sido financiado por la DGICYT, proyectos PB 87/0095 y PB 90/0197.

Agradecemos a los responsables del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares los permisos de acceso al citado Parque; a los responsables de Conservación de Parques del Ayuntamiento de Madrid el permiso de acceso a la finca de La Paloma. D. Daniel García-Pita además de dejarnos trabajar en la finca de El Regajal nos facilitó la tarea con su amabilidad. Luis y Paloma nos dieron permiso para prospectar en la finca Prado de los Maillos de Cenicientos.

## SUMMARY

The potential interest for conservation of different areas within the Comunidad de Madrid was assessed using presence/absence data of Papilionoidea and Hesperioidea on a 10 × 10 km UTM grid basis. The criteria used included the numbers of species, local rarity, rarity measured on a supra-local geographic scale, and complementarity to high diversity areas.

The diversity of butterfly communities, and population densities, were estimated in ten sites within and outside of protected areas, and the data compared. These data were used to estimate the predictability of species occurrence based on known distribution data, on a local scale.

Our results show two areas of priority interest within Madrid Province: 1- The Eastern range of the Central System mountains, and 2- The South-Eastern square of the Madrid Community area, which shows the highest complementarity values relative to the Sierra. We remark the fact that these two areas lay largely on the borders of the Comunidad. Their adequate management should thus be subject to some kind of arrangement between the adjacent political regions involved.

**Key Words:** Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea, conservation, diversity, Spain.

## BIBLIOGRAFIA

- ANÓNIMO. 1991: *Madrid y su medio ambiente*. 142 pp. Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. Madrid.
- AYALA CARCEDO F.J., OLIVIER DÍAZ DE MONASTERIO C., GALINDO RODRÍGUEZ J.M., CABRA GIL P., ECHEGARAY GIMÉNEZ M. & GALLEGO VALCARCE E. 1988: *Atlas geocientífico del medio natural de la Comunidad de Madrid*. 83 pp. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid.
- BAZ A. 1991: «Ranking species and sites for butterfly conservation using presence-absence data in Central Spain». *Nota lepid.*, suppl., 2: 4-12.
- BAZ RAMOS A. 1986: «Sobre la estacionalidad de las comunidades de mariposas (*Lepidoptera*) de la zona centro de la Península Ibérica». *Boletín Asoc. esp. Entom.*, 10: 139-157.
- CASTRO PARGA I., MORENO SAIZ J.C., HUMPHRIES C.J. & WILLIAMS P.H. 1996: «Strengthening the Natural and National Park system of Iberia to conserve vascular plants». *Biol. J. Linn. Soc.*, 121: 189-206.
- COLWELL R.K. & CODDINGTON J.A. 1995: «Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation». pp.: 101-118 in: D.L. HAWKSWORTH (Ed.): *Biodiversity measurement and estimation*. Chapman & Hall, Londres. 140 pp.
- GARCÍA-BARROS E., MARTÍN J., MUNGUIRA M.L.M. & VIEJO J.L. 1993a: «Fauna de mariposas y macroheteróceros del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares, Madrid, España (Insecta: Lepidoptera)». *Shilap, Revta. lepid.*, 21(82): 119-129.
- GARCÍA-BARROS E., MUNGUIRA M.L., MARTÍN CANO J. & VIEJO MONTESINOS J.L. 1993b: «*Maculinea nausithous* (Bergsträsser, 1779) en Madrid». *Shilap, Revta. lepid.*, 21(84): 255.
- GARCÍA-PARÍS M. 1985: «Presencia de *Aphantopus hyperantus* (L.) (Lep., Satyridae) en la provincia de Madrid». *Shilap, Revta. lepid.* 13(51): 193.
- GARCÍA-PARÍS M. & MARTÍNEZ JIMENO M.A. 1989: «Adiciones al *Atlas provisional de los Lepidópteros de Madrid*. Nuevas cuadrículas para 26 especies de la familia Lycaenidae». *Shilap, Revta. lepid.*, 17(65): 89-93.
- GARCÍA-VILLANUEVA V., BLÁZQUEZ CASELLES A., NOVOA PÉREZ J.M. & NIETO MANZANO M.A. 1997: *Atlas de los lepidópteros ropalóceros de Extremadura (Hesperioidea & Papilionoidea)*. 122 pp. Instituto Extremeño de Entomología. Badajoz.
- GÓMEZ DE AIZPÚRUA C. 1987: *Atlas provisional lepidópteros de Madrid*: 101 pp. Consejería de Agricultura y Ganadería. Comunidad de Madrid, Madrid.
- GÓMEZ DE AIZPÚRUA C. 1988: *Atlas provisional de los lepidópteros de la zona norte*, 3. 190 pp. Eusko Jaur-laritzaren Argitalpen-Zerbitzu Nagusia. Vitoria-Gasteiz.
- ICONA. 1994: *Segundo Inventario Forestal Nacional*. 1986-1995: 236 pp. Comunidad de Madrid. Madrid. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- IDLE E.T. 1986: «Evaluation at the local scale: A region in Scotland». pp.: 181-198 In: USHER (Ed.), *Wildlife conservation evaluation*. Chapman & Hall, Londres.

- KUDRNA O. 1986: *Butterflies of Europe. 8. Aspects of the conservation of butterflies in Europe*: 323 pp. Aula Verlag, Wiesbaden.
- MAGRO R. 1997: «Atlas provisional de los lepidópteros ropalóceros de la superfamilia *Nymphaloidea* Swainson, 1827 en la provincia de Valladolid, España (*Lepidoptera: Nymphaloidea*)». *Shilap, Revta. lepid.*, 25(98): 69-101.
- MARGALEF R. 1957: «La teoría de la información en ecología». *Mem. Acad. Ciencias Barcelona*, 32: 373-449.
- MARGULES C. & USHER M.B. 1981: «Criteria used in assessing wildlife conservation potential: A review». *Biol. Conserv.*, 21: 79-109.
- MARTÍN J. & GURREA P. 1990: «The peninsular effect in Iberian butterflies (*Lepidoptera: Papilionoidea* & *Hesperioidea*)». *Journal of Biogeography*, 17: 85-96.
- MARTÍN CANO J., FERRÍN J.M., GARCÍA-BARROS E., GARCÍA-OCEJO A., GURREA P., LUCIÁÑEZ M.J., MUNGUIRA M.L., PÉREZ BARROETA E., RUIZ ORTEGA M., SANZ BENITO M.J., SIMÓN J.C. & VIEJO J.L. 1996: «Las comunidades de insectos del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares (Centro de España): Estado de conservación». *Graellsia*, 51: 101-111.
- MONSERRAT V.J. 1976: *La distribución ecológica de las mariposas diurnas del Guadarrama*. 376 pp. Trab. Cátedra Entomología nº 12, Univ. Complutense, Madrid.
- MONSERRAT V.J. & MÍNGUEZ M.E. 1996: «Nuevos datos sobre la presencia de *Cacyreus marshalli* Butler, 1898 en la Península Ibérica (*Lepidoptera: Lycaenidae*)». *Bol. Asoc. esp. Ent.*, 20(1-2): 261.
- MUNGUIRA M.L. & MARTÍN J. 1988: «Variabilidad morfológica y biológica de *Aricia morronensis* Ribbe, especie endémica de la Península Ibérica (*Lepidoptera: Lycaenidae*)». *Ecología*, 2: 343-358.
- NEW T.R., PYLE R.M., THOMAS J.A. & HAMMOND P.C. 1995: «Butterfly conservation management». *Annual Review of Entomology*, 40: 57-83.
- OLANO I. DE, SALAZAR J.M., MARCOS J.M. & MARTÍN I. 1989: *Mariposas diurnas de Álava*. 279 pp. Instituto Alavés de la Naturaleza. Vitoria-Gasteiz.
- PEARSON D.L. 1995: «Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity». pp.: 75-79, in: D.L. HAWKSWORTH (Ed.): *Biodiversity measurement and estimation*. Chapman & Hall, Londres.
- POLLARD E., ELIAS D.O. & SKELTON M.J. 1975: «A method of assessing the abundance of butterflies in Monks Wood National Nature Reserve in 1973». *Entomologist's Gazette*, 26: 79-88.
- ROBERT J.H., ESCARRÉ A., GARCÍA T. & MARTÍNEZ P. 1983: *Lepidópteros Ropalóceros*: 435 pp. Cuadernos de la Fauna Alicantina. Instituto de Estudios Alicantinos. Alicante.
- RODRÍGUEZ J. 1991: *Las mariposas del Parque Nacional de Doñana. Biología y ecología de Cyaniris semiargus y Plebejus argus*. 191 pp. Tesina inédita. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Córdoba.
- SIMÓN SORLI A. 1986: «Los ropalóceros de la Casa de Campo». *Bol. Gr. Ent. Madrid*, 2: 39-82.
- STEFANESCU C. & MIRALLES M. 1989: «Las poblacions dels Ropalècers (Lep. Hesperioidea, Papilionoidea) dels Aiguamolls de l'Empordà». *Treb. Soc. Cat. Lep.*, IX: 33-58.
- THOMAS C.D. & MALLORIE H.C. 1985: «Rarity, species richness and conservation of butterflies in the Atlas Mountains in Morocco». *Biol. Conserv.*, 33: 95-117.
- VAN HELSDINGEN P.J., WILLEMSE L. & SPEIGHT M.C.D. (eds.) 1996: *Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera*. 217 pp. Nature and environment, nº 79, Council of Europe. Strasbourg.
- VIEJO J.L., IBERO C., DE SILVA C. & MARTÍN J. 1992a: «Las regiones lepidopterológicas del norte de España». *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 88(1-4): 223-233.

- VIEJO J.L., MARTÍN J., GARCÍA-BARROS E. & MUNGUIRA M.L. 1992b: «Diversidad de mariposas en el Parque Regional del Manzanares (Madrid) (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). Actas do V Congresso Ibérico de Entomologia». *Bolet. Soc. port. Ent.*, Suppl. 3(1): 201-211.
- VIEJO J.L., DE SILVA C. & MARTÍN J. 1991: «Selection of lepidopterologically interesting areas in central Spain using UTM distribution maps». *J. Res. Lepid.*, 28(4):289-296.
- VIEJO J.L., VIEDMA M.G. & MARTÍNEZ FALERO M.G. 1989: «The importance of woodlands in the conservation of butterflies (Lep. Papilionoidea & Hesperioidea) in the centre of the Iberian Peninsula». *Biol. Conserv.*, 48: 101-114.
- VIVES MORENO A. 1994: *Catálogo sistemático y sinónimo de los lepidópteros de la Península Ibérica y Baleares* (Insecta: Lepidoptera). Segunda parte. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 775 págs.