

PEDRO ABELLÁN, DAVID SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ,
JOSEFA VELASCO Y ANDRÉS MILLÁN

SELECCIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN EN LA PROVINCIA DE ALBACETE UTILIZANDO LOS COLEÓPTEROS ACUÁTICOS



INSTITUTO DE ESTUDIOS ALBACETENSES
“DON JUAN MANUEL”
DE LA EXCMA. DIPUTACIÓN DE ALBACETE

PEDRO ABELLÁN, DAVID SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ,
JOSEFA VELASCO Y ANDRÉS MILLAN

**SELECCIÓN DE ÁREAS
PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN
EN LA PROVINCIA DE ALBACETE
UTILIZANDO LOS COLEÓPTEROS
ACUÁTICOS**



INSTITUTO DE ESTUDIOS ALBACETENSES
"DON JUAN MANUEL"
DE LA EXCMA. DIPUTACIÓN DE ALBACETE
Serie I - Estudios - Núm. 151
Albacete 2004

Cubierta: Stictonectes epilepticus (derecha) e Hydraena carbonaria (izquierda).
Río Tus (arriba) y Laguna de Pinilla (abajo). Montaje: Pedro Abellán.

SELECCIÓN de áreas prioritarias de conservación en la provincia de
Albacete utilizando los coleópteros acuáticos / Pedro Abellán, David
Sánchez-Fernández, Josefa Velasco, Andrés Millán. -- Albacete :
Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel", 2004.

161 p.: il.col.; 24 cm. -- (Serie I-Estudios; 151).

Bibliografía.-Apéndices

ISBN 84-95394-61-8

1. Espacios naturales protegidos-Albacete (Provincia).
2. Coleópteros acuáticos- Albacete (Provincia) I. Abellán, Pedro
II. Sánchez-Fernández, David III. Velasco, Josefa IV. Millán, Andrés
V. Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel" VI. Serie.

502.4(460.288):595.76(28)

INSTITUTO DE ESTUDIOS ALBACETENSES "DON JUAN MANUEL."
DE LA EXCMA. DIPUTACIÓN DE ALBACETE.
ADSCRITO A LA CONFEDERACIÓN ESPAÑOLA DE CENTROS DE ESTUDIOS LOCALES. CSIC

Las opiniones, hechos o datos consignados en esta obra son de la exclusiva responsabilidad del autor o autores.

I.S.B.N. 84-95394-61-8

D.L. AB-256/2004

Fotomecánica y Maquetación:
Imagina Diseño y Servicios Gráficos, S.L.
C/. María Marín, 55
Telf. 967 248 379 - Fax 967 231 368
E-mail: info@ab-imagina.com
02004 Albacete

Impreso en Reproducciones Gráficas Albacete
Polígono Industrial Campollano - C/. C. nº. 16
Telf. y Fax 967 21 81 66
02007 Albacete

*Este trabajo ha recibido una ayuda a la investigación del
Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel".*

ÍNDICE

	<u>PÁGINA</u>
RESUMEN	9
1. INTRODUCCIÓN	13
2. REVISIÓN Y ANÁLISIS DE LOS MÉTODOS Y CRITERIOS UTILIZADOS EN LA SELECCIÓN DE ÁREAS DE MÁXIMA BIODIVERSIDAD A PARTIR DE INVENTARIOS DE ESPECIES CON ESPECIAL ATENCIÓN A LOS INSECTOS	19
– Inventarios de especies como indicadores de biodiversidad: los taxones indicadores	21
– Criterios utilizados en la selección de áreas prioritarias a partir de datos de especies	25
– Métodos utilizados en la evaluación de áreas prioritarias basados en la diversidad, rareza y vulnerabilidad de las especies	28
3. ÁREA DE ESTUDIO Y HÁBITATS	49
– Área de estudio	51
– Hábitats estudiados	54
4. METODOLOGÍA	65
– Compilación de datos	67
– Vulnerabilidad de las especies	68
– Categorización de las áreas	77
– Áreas prioritarias de conservación o de máxima biodiversidad	80
5. RESULTADOS	83
– Vulnerabilidad de las especies	85
– Categorización de las áreas	98
– Áreas prioritarias de conservación o de máxima biodiversidad	100
6. DISCUSIÓN	107
– Vulnerabilidad de las especies	109
– Categorización de las áreas y selección de áreas prioritarias de conservación	114
7. CONCLUSIONES	119
8. BIBLIOGRAFÍA	123

	<u>PÁGINA</u>
ANEXOS	137
– Lista de especies por familias de coleópteros acuáticos de la provincia de Albacete	139
– Familias de coleópteros acuáticos presentes en la provincia de Albacete	146
– Cuadrículas UTM 10x10 Km de la provincia de Albacete estudiadas y valores de los índices aplicados	149
– Principales sistemas acuáticos incluidos en las áreas prioritarias de conservación	150
AGRADECIMIENTOS	159

RESUMEN

La provincia de Albacete atesora una gran diversidad de ecosistemas acuáticos, algunos de ellos singulares en un contexto europeo. Éstos se encuentran sometidos, desde hace décadas y fruto de la actividad humana, a procesos de alteración que han conllevado la desaparición de algunos de ellos, así como la contaminación y la pérdida de calidad ecológica de otros muchos. Los recursos disponibles para la conservación de especies y espacios son, sin embargo, siempre escasos, por lo que se hace necesario asignar prioridades de conservación: conocer cuáles de estas especies y áreas necesitan más urgentemente medidas de conservación, es decir, cuáles son las áreas que recogen los sistemas acuáticos con mayor biodiversidad de la provincia de Albacete.

El objetivo principal de este estudio es identificar las áreas de máxima biodiversidad de sistemas acuáticos de la provincia de Albacete, utilizando los coleópteros acuáticos como indicadores, un grupo taxonómico bien conocido en la zona de estudio, muy diverso y representado en la provincia, que cumple los criterios propuestos en la literatura para los indicadores de biodiversidad. Además, se revisan bibliográficamente los diversos criterios y métodos utilizados en la literatura para la selección de áreas de interés de conservación a partir de inventarios de especies. Se evalúa, igualmente, el grado de vulnerabilidad de las especies de coleópteros acuáticos de la provincia de Albacete a diferentes escalas, y se compara la eficacia de distintos métodos de selección de áreas de máxima biodiversidad a partir de los datos de coleópteros acuáticos en la zona de estudio con el fin de identificar las áreas de mayor interés de conservación. Por último, se evalúa la coincidencia entre las áreas de máxima biodiversidad y los espacios protegidos de la provincia de Albacete, para detectar vacíos (“gaps”) y proponer nue-

vos espacios a proteger o la ampliación de los ya propuestos. Entre las conclusiones obtenidas destacamos los siguientes aspectos:

Las especies con mayor vulnerabilidad a escala regional son *Ochthebius irenae*, *O. albacetus*, *O. glaber*, *Hydraena mecai*, *H. bolivari*, *Limnebius millani*, *L. hispanicus*, *O. bellieri*, *H. affusa* y *O. semotus*. Su protección pasa por conservar, principalmente, los arroyos, las lagunas y los ambientes hipersalinos de la provincia. Además, se propone incorporar todas ellas a listas rojas de fauna amenazada de Albacete, y las ocho primeras al Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha. A escala nacional e internacional, las especies más vulnerables son *Ochthebius irenae*, *O. albacetus*, *O. glaber* e *Hydraena mecai*. Se propone incorporar las tres primeras al Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, así como *O. glaber* y *O. irenae* a la Lista Roja de la IUCN en la categoría “vulnerable” de acuerdo al criterio B1 y a los subcriterios a y b(iii).

El algoritmo iterativo de selección de áreas empleado, basado en el principio de la complementariedad, ofrece la selección de áreas más eficaz a la hora de representar el máximo número de atributos-objetivo (especies, especies de rango restringido, especies vulnerables y endemismos ibéricos), y por tanto en recoger la mayor cantidad de biodiversidad. Las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos obtenidas a partir de este método de selección de áreas se localizan en el SO (HW45, WH54, WH56 y WH66), NE (XJ45) y eje central (WJ10, WH39, WH58, WH59 y XJ20) de la misma. Los principales sistemas acuáticos incluidos en estas áreas son los arroyos de cabecera y vega media de la Sierra de Alcaraz, los complejos de las lagunas de Ruidera, las Salinas de Pinilla, el Arquillo, la Laguna de los Ojos de Villaverde y la Laguna de Pétrola, así como las hoces del Río Cabriel y los sistemas de aguas hipersalinas asociados a éstas.

La actual Red de Áreas Protegidas de la provincia de Albacete deja sin proteger algunas de las áreas consideradas como prioritarias. Sin embargo, la incorporación futura a esta red de los espacios propuestos como LICs y ZEPAs para la Red Natura 2000, supondrá la protección de las diez áreas de mayor biodiversidad de los ecosistemas acuáticos de la provincia.

Por último, hay que destacar la utilidad de los coleópteros acuáticos como herramienta, sencilla y económica, para la identificación de áreas prioritarias de conservación, pues los patrones de diversidad, rareza y amenaza de este grupo de organismos están, aparentemente, fuertemente correlacionados con los de otros organismos utilizados habitualmente en la designación de espacios protegidos, como vertebrados o plantas.

1. INTRODUCCIÓN

La provincia de Albacete atesora una gran diversidad de ecosistemas acuáticos, desde arroyos de cabecera hasta ramblas hipersalinas, pasando por lagunas endorreicas y cársticas o salinas interiores. Estos sistemas acuáticos, a pesar de su reducido tamaño, son únicos en cuanto a sus condiciones ambientales, elevada riqueza específica, presencia de especies raras (relictas y/o endémicas exclusivas), así como en cuanto a los procesos implicados en su funcionamiento, constituyendo, junto con el resto del SE ibérico, un área crítica de biodiversidad genética, taxonómica y funcional.

Sin embargo, muchos de estos sistemas se encuentran sometidos, desde hace décadas y fruto de la actividad humana, a procesos de alteración que, en el peor de los casos, han conllevado la desaparición de algunos de ellos. Además, se ha intensificado la temporalidad, así como la contaminación y la pérdida de calidad ecológica de otros muchos. Como consecuencia de ello, la biodiversidad que albergan estos ambientes peculiares corre el riesgo de reducirse irremediablemente. Se hace precisa, por tanto, la adopción de medidas destinadas a la conservación de estos ecosistemas, indispensable para invertir este proceso de degradación y pérdida de biodiversidad. En este sentido, la preservación de una red de ecosistemas acuáticos en paisajes dominados por las actividades humanas es fundamental para conservar estos sistemas y los organismos que los pueblan (Gibbs, 2000).

Los recursos disponibles para la conservación de especies y espacios son, sin embargo, siempre escasos, al enfrentarse a menudo con otros intereses de índole diversa (económica, política, etcétera). Por ello, es necesario asignar prioridades de conservación, es decir, conocer cuáles de estas especies y áreas necesitan más urgentemente medidas de conservación (Vane-Wright *et al.*, 1991). Referido al área que nos ocupa, necesitamos obtener

una respuesta clara y precisa a la pregunta de cuáles son las áreas que recogen los sistemas acuáticos con mayor biodiversidad de la provincia de Albacete.

Naturalmente, a pesar de ser un concepto generalizado en el vocabulario científico y social, el término *biodiversidad* no deja de ser aún un tanto ambiguo, al menos al enfrentarnos a la tarea de medirla. Si entendemos la biodiversidad como la complejidad total de la vida, a todos los niveles jerárquicos, desde las moléculas a los ecosistemas, pasando por los genes, las células, los individuos, las poblaciones y las comunidades, no hay manera objetiva posible de hacerlo, y cualquier medida estará referida solamente a propósitos o aplicaciones particulares (Williams *et al.*, 1997). Por ello, se suele hablar de “sustitutos” o indicadores de biodiversidad (*biodiversity surrogates*) a la hora de abordar su medida, que vendrán determinados por esos propósitos o aplicaciones. Entre estos indicadores se incluyen medidas ambientales de amplia escala (como datos climáticos o de vegetación), niveles taxonómicos más altos (como géneros o familias) o taxones indicadores. En este último caso se emplean grupos taxonómicamente bien conocidos y suficientemente estudiados en el área, y se asume que los patrones de riqueza, rareza y endemidad de estos taxones son indicativos de patrones similares en grupos menos conocidos en la región (Reyers & Jaarsveld, 2000).

En este sentido, los coleópteros acuáticos son, a priori, unos buenos candidatos, al existir un buen conocimiento de su distribución en la provincia. Además, son considerados un grupo indicador del nivel de conservación de estos ecosistemas, dado el gran número de especies que presenta, su gran diversidad funcional, la amplia variedad de medios que ocupan y el buen conocimiento taxonómico y faunístico que se tiene de ellos (Foster, 1987; Ribera & Foster, 1993; Eyre, 1996; Foster, 1996). Son también importantes descriptores de los cambios espaciales y temporales producidos en los sistemas fluviales (Bournaud *et al.*, 1992; Richoux 1994). De echo, a través de su estudio ya se han detectado algunos cambios importantes de modificación de hábitat y pérdida de calidad de algunos de los ecosistemas acuáticos más peculiares y representativos de este área, como las ramblas salinas o las lagunas cársticas (Millán *et al.*, 2001a, 2002). En adicción, los coleópteros acuáticos cumplen los criterios propuestos en la literatura (Pearson, 1994; Halffter *et al.*, 2001) para seleccionar, de forma objetiva, taxones como indicadores de biodiversidad.

Se han propuesto numerosos métodos para asignar prioridades de conservación a partir de inventarios de especies. El empleo de índices, basados en diferentes criterios, ha sido habitual en numerosos trabajos. Son criterios

comúnmente utilizados en la bibliografía la riqueza de especies, la rareza (Dony & Denholm, 1985; Williams *et al.*, 1996; Linder, 2001) y la vulnerabilidad (Kattan, 1992; Cofré & Marquet, 1998). Algunos autores, han utilizado además varios de estos criterios, o combinaciones de los mismos, para aplicar índices a partir de datos de coleópteros acuáticos en Gran Betraña (Foster, 1987; Eyre & Rushton, 1989) e incluso en nuestro país (Millán, 1991; Sánchez-Fernández *et al.*, en prensa). La identificación de “hotspots” o áreas de máxima biodiversidad, zonas particularmente ricas en especies, especies raras, especies amenazadas o alguna combinación de estos atributos, ha sido abordada también en trabajos relativamente recientes, ya sea a escala mundial (Myers, 1988), nacional (Williams *et al.*, 1996; Araujo, 1999) o regional (Sánchez-Fernández *et al.*, en prensa). Por otro lado, en los últimos años se vienen utilizando los denominados algoritmos iterativos, basados en el principio de complementariedad, para maximizar el número de especies incluidas en la red de áreas a proteger (Margules *et al.*, 1988; Vane-Wright *et al.*, 1991; Williams *et al.*, 1997).

Por tanto, la selección de áreas de máxima biodiversidad a partir del conocimiento que se tiene en la provincia de Albacete sobre el grupo de los coleópteros acuáticos (Millán *et al.*, 1991a, b, 2002) puede abordarse desde distintos criterios (riqueza, rareza, vulnerabilidad...) y a partir de diferentes métodos. Es necesario también conocer la eficacia de los mismos, y discriminar aquellos más útiles para la consecución del objetivo de maximizar la biodiversidad representada en una red de áreas. Además, y de forma complementaria a la identificación de áreas prioritarias, conocer el grado de vulnerabilidad de las especies de coleópteros acuáticos presentes en la provincia será la base para poder llegar a afinar las estrategias de conservación de las mismas y de sus hábitats, destinadas a evitar la pérdida de biodiversidad de este grupo, y por extensión del resto de organismos de los ecosistemas acuáticos, en la zona.

El objetivo principal de este estudio es identificar las áreas de máxima biodiversidad de sistemas acuáticos de la provincia de Albacete, utilizando los coleópteros acuáticos como indicadores. Este objetivo puede desglosarse en los siguientes objetivos específicos:

- Revisar bibliográficamente los diversos criterios y métodos utilizados en la literatura para la selección de áreas de máxima biodiversidad o de interés de conservación a partir de inventarios de especies.
- Evaluar el grado de vulnerabilidad de las especies de coleópteros acuáticos de la provincia de Albacete a diferentes escalas, de cara a

proponer la inclusión de aquellas más amenazadas en listas rojas regionales, nacionales o internacionales, que sirva como base para las estrategias de conservación de la biodiversidad.

- Comparar la eficacia de distintos métodos de selección de áreas de máxima biodiversidad a partir de los datos de coleópteros acuáticos en la zona de estudio con el fin de identificar las áreas de mayor interés de conservación.

- Evaluar la coincidencia entre las áreas de máxima biodiversidad y los espacios protegidos de la provincia de Albacete, para detectar vacíos (“gaps”) y proponer nuevos espacios a proteger o la ampliación de los ya propuestos.

**2. REVISIÓN Y ANÁLISIS DE LOS MÉTODOS Y CRITERIOS
UTILIZADOS EN LA SELECCIÓN DE ÁREAS DE MÁXIMA
BIODIVERSIDAD A PARTIR DE INVENTARIOS DE ESPECIES,
CON ESPECIAL ATENCIÓN A LOS INSECTOS**

Inventarios de especies como indicadores de biodiversidad: los taxones indicadores.

Sobre todo en la última década, e impulsado por la Conferencia de Río, se ha extendido a todos los ámbitos, ya sean sociales, políticos o científicos, la importancia de la biodiversidad, y se ha llegado a asumir su conservación como uno de los retos de este nuevo siglo. En este contexto, la identificación de las áreas que agrupan los mayores niveles de biodiversidad, ya sea a escala mundial, nacional o regional, se ha convertido en un requisito indispensable a la hora de asignar prioridades de conservación.

Esta no es una tarea fácil, al no existir siquiera consenso entre la comunidad científica a la hora de definir el concepto de *biodiversidad*. Una definición bastante aceptada es la de Solbrig (1991), para quien la biodiversidad es el resultado más genuino del proceso evolutivo, que se manifiesta a todos los niveles jerárquicos de la vida: de las moléculas a los ecosistemas, pasando por los genes, las células, los individuos, las poblaciones y las comunidades. En este sentido lo entenderemos aquí.

Este concepto de biodiversidad arrastra el lastre de la dificultad de su medida, es decir, la de reducir a un espacio dimensional, tangible y comparable, la biodiversidad de un determinado lugar. En realidad, como indican Williams *et al.* (1997) no hay manera objetiva posible de medirla, y cualquier medida estará referida solamente a propósitos o aplicaciones particulares. Por ello, se suele hablar de “sustitutos” o indicadores de biodiversidad (“biodiversity surrogates”) a la hora de abordar su medida, que vendrán determinados por esos propósitos o aplicaciones. Estos mismos autores señalan que si uno de los motivos por los que se hace necesario conservar la biodi-

versidad (quizá el motivo más defendible económicamente, aunque no el único) es el de asegurar las posibilidades de la humanidad para la adaptación continua y el aprovechamiento futuro en un mundo incierto y cambiante, este valor puede asociarse a la variedad de genes que puedan expresar los organismos y a los rasgos o caracteres fenotípicos potencialmente útiles (diversos productos químicos, características morfológicas, comportamiento funcional). Y como no sabemos aún qué genes o caracteres serán de valor en el futuro, primero deben ser tratados todos con igual valor, y en segundo lugar, habrá que asegurar la persistencia de tantos genes o caracteres diversos como sea posible, a modo de seguro (Humphries *et al.*, 1995).

De esta forma, las medidas sustitutivas más precisas serían las de diversidad genética. Los distintos métodos que se emplean para cuantificar la variación genética proveen distintos tipos de información dependiendo de la unidad de variación en la que se basen (ADN, proteínas, cromosomas o

Tabla 2.1. Algunos indicadores de biodiversidad a lo largo de la escala de sustitución (modificado de Williams, 1996).

	Precisión en la medida	Indicadores o medidas de biodiversidad en la escala de sustitución jerárquica	Facilidad en la medida
	baja	Riqueza de ECOSISTEMAS	alta
indicadores ambientales	↓	Riqueza de clases de clima	↑↑
	↓	Riqueza de clases de terreno	↑↑
	↓	Riqueza de clases de substrato	↑↑
indicadores ambientales/asociación	↓	Riqueza de paisajes	↑↑
	↓	Riqueza de hábitats	↑↑
	↓	Riqueza de "comunidades"	↑↑
indicadores de asociación	↓	Riqueza tipos de vegetación	↑↑
	↓	Riqueza de taxones superiores	↑↑
	↓	Riqueza de especies	↑↑
indicadores taxonómicos	↓	Riqueza de subdivisiones taxonómicas/filogenéticas	↑↑
	↓	Riqueza de especies	↑↑
	↓	Riqueza de subdivisiones taxonómicas/filogenéticas	↑↑
	alta	Riqueza de genes	baja

morfología externa) y del nivel elegido (dentro de las especies, o las poblaciones). Sin embargo, hoy por hoy, medir la cantidad de genes de un ecosistema es aún una tarea inabarcable, y se hace necesaria la utilización de otras medidas menos directas pero más prácticas que representen adecuadamente el valor de la biodiversidad que pretendemos estimar. A menudo se recomienda el uso de medidas sustitutivas o indicadoras de biodiversidad en los procedimientos de selección de reservas, que pueden ser obtenidas de una manera más eficiente en coste y tiempo. A partir de la estructuración jerárquica de la biodiversidad desde los genes a los ecosistemas, podemos trazar también una escala jerárquica de sustitución, en la que cada nivel mantiene diferentes valores de precisión y facilidad en términos de costo de la medida de biodiversidad (a mayor precisión de la medida, mayor coste, y viceversa) (Tabla 2.1). Elegir un nivel de sustitución dentro de esta escala es un compromiso entre la precisión de la medida por un lado, y la disponibilidad de datos y el coste de su adquisición por otro (Williams, 1996).

Entre estos indicadores de biodiversidad se incluyen medidas ambientales de amplia escala (como datos climáticos o de vegetación), niveles taxonómicos más altos (como géneros o familias) o taxones indicadores (Reyers & Jaarsveld, 2000). Este último grupo de sustitutos de biodiversidad, el que utiliza taxones indicadores a nivel específico, será en el que nos centremos a continuación.

Al hablar de taxones indicadores, podemos estar refiriéndonos a dos aproximaciones o tendencias en el uso de los grupos indicadores: la primera, abordada en la bibliografía desde hace más tiempo, atiende a aquellos que pueden medir cambios ambientales o la influencia antrópica sobre las comunidades (Disney, 1986; Foster, 1987; Eyre, 1996; Hilty & Merenlender, 2000), mientras que la segunda hace referencia a taxones utilizados para estimar la biodiversidad de un área determinada (Pearson & Cassola, 1992; Pharo *et al.*, 1999). En este segundo caso, el término bioindicador se aplica en la disciplina emergente de los “indicadores de biodiversidad”, donde estos “taxones sustitutos” son evaluados por su capacidad de proporcionar información de la diversidad total de especies y, por extensión, de la biodiversidad total del lugar considerado. Es decir, se asume que los patrones de diversidad, rareza, etcétera de estos grupos son indicativos de patrones similares en el resto de organismos de la zona. El uso de taxones indicadores de biodiversidad tiene implicaciones particulares en conservación, por ejemplo en relación con el objetivo que nos atañe en este trabajo: la localización y diseño de reservas (Andersen, 1997),

Aunque la mayoría de estos análisis se basan en la riqueza de ciertos taxones, generalmente plantas (Pharo *et al.* 1999) y algunos grupos de

vertebrados (Garson *et al.*, 2002), principalmente aves, mamíferos y peces, no es ya raro el uso de invertebrados para la evaluación de la biodiversidad (Hull *et al.*, 1998; Palmer, 1999; Sluys, 1999). De hecho, son cada vez más abundantes los trabajos que utilizan insectos como taxones indicadores, tales como coleópteros cicíndelidos (Pearson & Cassola, 1992), hormigas (Andersen, 1997), mariposas (Ricketts *et al.*, 2002), u otros grupos de invertebrados (Gladstone, 2002). En cualquier caso, estos insectos indicadores de biodiversidad se han utilizado para evaluar la biodiversidad total de distintos ecosistemas, desde terrestres a marinos, pero hasta la fecha no se conoce su aplicación en medios acuáticos continentales.

Quizá, la principal dificultad de utilizar taxones indicadores para estimar la biodiversidad de un lugar, sea la de elegir el grupo adecuado. Pearson (1994) estableció los requisitos que debía cumplir todo taxón indicador de biodiversidad: taxonomía bien conocida y estable, historia natural bien conocida, poblaciones de fácil observación y manipulación, taxones superiores (orden, familia, tribu, género) con distribución geográfica amplia y en diversos tipos de hábitats, taxones inferiores (especies y subespecies) sensibles y especializados a cambios en el hábitat, y patrones de biodiversidad reflejados en otros taxones relacionados o no.

A partir de estos criterios, Halffer *et al.* (2001) proponen un índice para evaluar, de la manera mas objetiva posible, taxones como indicadores. Los valores propuestos para el cálculo del índice son los siguientes:

1. Se presenta en un amplio intervalo geográfico.
2. Patrones de respuesta reflejados en otros taxones.
3. Historia natural bien conocida.
4. Fácil observación y manipulación.
5. Taxonomía bien conocida y estable.
6. Especificidad de hábitat.

El cálculo se realiza sumando la puntuación de los criterios que el taxón cumple y comparándolo con el valor máximo hipotético. Con los valores sugeridos el valor máximo es: $1+2+3+4+5+6 = 21 = 100\%$. El resultado en porcentaje puede incluirse en una de las siguientes categorías:

- > 90 % = Muy buen indicador.
- 75 – 89 % = Buen indicador.
- < 74% = No se sugiere como indicador.

En este sentido, los coleópteros acuáticos son unos buenos candi-

datos, a priori, para ser utilizados como taxones indicadores de biodiversidad en medios acuáticos, ya que cumplen todos los criterios apuntados por Pearson (1994). De hecho, sus cualidades como buenos indicadores de los cambios ambientales ya han sido destacadas en diversos trabajos (Foster, 1987; Ribera & Foster, 1993; Eyre, 1996; Foster, 1996), que pasan sobre todo por el gran número de especies que presenta, su gran diversidad funcional, la amplia variedad de medios que ocupan y el buen conocimiento taxonómico y faunístico que se tiene de ellos. Son también importantes descriptores de los cambios espaciales y temporales producidos en los sistemas fluviales (Bournaud *et al.*, 1992; Richoux 1994).

Probablemente, utilizar un único grupo taxonómico como representativo del total de la comunidad y de los cambios que ésta sufre, puede ser insuficiente, no siendo reflejo de los diferentes componentes del sistema, por lo que, a veces, estos grupos indicadores sólo son adecuados para un determinado tipo de sistema, o incluso se tiende a utilizar varios grupos indicadores (Noss, 1990; Pearson & Cassola, 1992). No obstante, sí puede suponer una herramienta complementaria a las estrategias de conservación diseñadas, casi exclusivamente, a partir de los datos de organismos superiores (vertebrados y plantas vasculares, principalmente), siendo además un indicador muy fino de los cambios y la variedad de estos ecosistemas acuáticos.

Crterios utilizados en la selección de áreas prioritarias a partir de datos de especies.

Como hemos visto, cuando se disponen de inventarios de calidad sobre determinados grupos que puedan servir como taxones indicadores para evaluar la biodiversidad total, podemos afrontar el reto de priorizar las áreas de nuestra zona de estudio utilizando los datos de esas especies. El paso siguiente es elegir de qué forma vamos a utilizar estos inventarios de especies, es decir, en qué criterios vamos a basar la medida y comparación de los valores de biodiversidad.

Si bien el término *biodiversidad* no empieza a hacerse habitual en la literatura hasta épocas más recientes, la asignación de prioridades de conservación a espacios se remonta al siglo XIX, con la declaración de los primeros parques nacionales (Spellerberg, 1992). Desde entonces, han sido muchos los criterios utilizados, por las distintas administraciones o por diferentes autores en la literatura científica, para seleccionar sitios o áreas con interés de conservación. Ratcliffe (1977) especificó 10 criterios para evaluar la calidad de los sitios: tamaño, diversidad, naturalidad, rareza, fragilidad, tipismo, historia registrada, posición relativa de otros sitios de alta calidad,

valor potencial y atractivo intrínseco. Usher (1986), en una revisión bibliográfica sobre evaluación para la conservación, amplía hasta 24 la lista de criterios más utilizados (Tabla 2.2).

Sin duda, el intento más importante a nivel europeo para priorizar áreas ha sido el desarrollado a partir de la Directiva 92/43/CEE. Esta directiva crea una red europea de Zonas Especiales de Conservación (ZEC), la denominada Red Natura 2000, que tiene como objeto garantizar la biodiversidad en el territorio europeo de los estados miembros de la CEE (en el

Tabla 2.2. Frecuencia de uso de distintos criterios en la selección de espacios protegidos según Usher (1986)

Criterio	Frecuencia de uso (en 17 estudios)
Diversidad (de especies y de hábitats)	16
Naturalidad	13
Rareza (de especies y de hábitats)	13
Área (extensión de hábitats)	11
Amenaza de interferencia humana	8
Valor recreativo	7
Valor educativo	7
Representatividad	7
Valor científico	6
Historia registrada	4
Tamaño de la población	3
Tipismo	3
Singularidad	2
Fragilidad ecológica	2
Posición en unidad geográfica/ecológica	2
Valor potencial	2
Interés arqueológico	1
Disponibilidad	1
Importancia en migración de aves acuáticas	1
Factores de gestión	1
Banco genético para silvicultura	1
Estado sucesional	1
Reemplazabilidad	1
Potencial para vida silvestre	1

sentido establecido por el Convenio de Río de Janeiro de junio de 1992 relativo a la conservación de la diversidad biológica a escala mundial). Esta garantía pasa por “asegurar la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres” (Artículo 2). Los criterios de selección de lugares se engloban en aquellos referidos al hábitat en sí mismo, y en aquellos que se centran en la presencia de determinadas especies. En el primer grupo, se atiende a la representatividad, la superficie relativa y al estado de conservación de los hábitats prioritarios, y en el segundo grupo, en relación con las especies prioritarias, al tamaño y densidad de la población, grado de aislamiento de la misma y grado de conservación de los elementos del hábitat relevantes para la especie.

Margules y Usher (1981) distinguen dos grandes grupos de criterios: ecológicos (o científicos) y utilitaristas, para distinguir aquellos que se basan en consideraciones científicas para seleccionar los espacios que cumplan más adecuadamente los objetivos de conservación, de aquellos otros enfocados en los bienes y servicios proporcionados por la Naturaleza (algunos criterios incluidos en este grupo serían, por ejemplo, el valor recreativo o el valor educativo, pero también otros como la urgencia o la disponibilidad de protección, o como el potencial como reservorio cinegético).

Entre los criterios ecológicos, si retomamos la tabla de Usher (1986), los hay referidos a las características del ecosistema (área, naturalidad, representatividad, tipismo...), a la riqueza y variedad de hábitats, y también los basados en la cantidad y variedad de los organismos de un área. Será en estos últimos en los que nos centraremos a partir de ahora, referidos a los taxones que utilizamos como indicadores de biodiversidad. Para este caso, la diversidad y la rareza son, quizás, los criterios más utilizados, a los que habría que sumar, además, el criterio de amenaza o vulnerabilidad. De hecho, gran parte de los trabajos más recientes de Biología de la Conservación utilizan estos criterios para la identificación de áreas prioritarias o de los denominados “hotspots” de biodiversidad (Myers, 1988; Saetersdal *et al.*, 1993; Araujo, 1999; Myers *et al.*, 2000; Turpie *et al.*, 2000). Si bien el término *hotspot* fue acuñado originalmente por Myers (1988) para referirse a las áreas que, a nivel global, presentan las mayores concentraciones de riqueza de especies, endemismos restringidos y que se encuentran sometidas a excepcionales grados de amenaza, el término ha sido utilizado después por diversos autores en un sentido más amplio para referirse a aquellas áreas con los mayores valores de cualquiera de los tres criterios (riqueza, rareza y amenaza) y a cualquier escala espacial -continentes, países...- (Williams *et al.*, 1996; Araujo, 1999).

Métodos utilizados en la evaluación de áreas prioritarias basados en la diversidad, rareza y vulnerabilidad de las especies.

Aunque se han propuesto numerosos métodos para evaluar el interés de conservación de una zona, o para comparar áreas en función de este interés, la mayoría de ellos se encuadran en los denominados *índices*, o algoritmos de un sólo paso (González-Barberá, 1999). De forma genérica, son fórmulas destinadas a puntuar las distintas áreas en función del/los criterio/s en los que están basados (diversidad, rareza y/o vulnerabilidad, en este caso).

Por otro lado, en los últimos años se vienen aplicando también los denominados algoritmos iterativos o de varias etapas, que utilizan el principio de la complementariedad (Vane-Wright *et al.*, 1991). Consisten en una serie de pasos y reglas, de forma que el valor de un área no es independiente

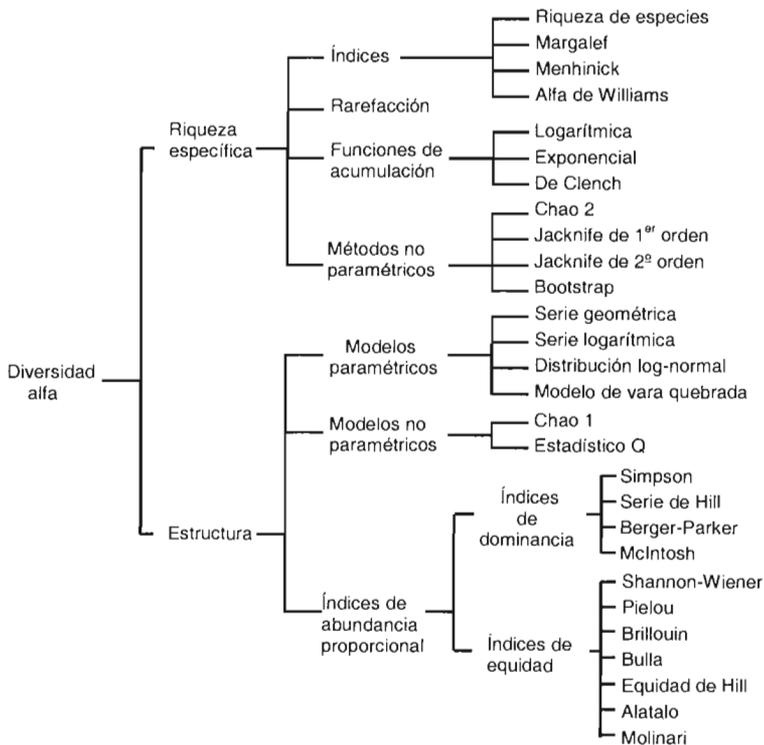


Figura 2.1. Clasificación de los métodos para medir la diversidad alfa.
Tomado de Moreno (2000)

de las demás. Aunque, al igual que ocurre con los índices, pueden utilizar los criterios de diversidad, rareza y/o vulnerabilidad, veremos este segundo grupo de métodos de forma independiente bajo el epígrafe de “métodos de complementariedad”.

A continuación se revisan, para cada criterio, algunos de los índices utilizados en la bibliografía:

1. Diversidad

Diferentes autores hablan de una jerarquía espacial de la diversidad, en la que se distinguen tres niveles, alfa, beta y gamma (Wittaker, 1960), según estemos midiendo la diversidad de una comunidad local, la diversidad de comunidades a lo largo de un gradiente de hábitats, o la diversidad de comunidades que integran un paisaje, respectivamente. Aquí nos referiremos al primer nivel de los tres, aquel en el que la diversidad viene referida a una comunidad determinada, obtenida a partir de datos puntuales.

Se suele hablar de dos posibles medidas de ∞ -diversidad, las referidas a la cantidad de especies que componen una comunidad (riqueza específica) y a la estructura o heterogeneidad de dicha comunidad. La utilización de una u otras dependerá de la información que pretendamos evaluar. En la figura 2.1 viene una clasificación de los métodos que podemos utilizar para medir la ∞ -diversidad. De entre todos ellos, los más utilizados son los índices de riqueza y los índices basados en la abundancia proporcional de los organismos.

a) Riqueza

Existe una tendencia social a identificar biodiversidad con número de especies. La riqueza específica es, además, la forma más sencilla de medirla, al basarse en el número de especies presentes en un determinado sitio, sin entrar en consideración de qué especies se trata.

De esta forma, la riqueza específica (S) de un determinado lugar o área, se obtiene de la suma de especies presentes o censadas para el mismo. Con el valor de S podemos comparar distintos lugares o cuadrículas en una superficie reticulada en función de su riqueza. Y la selección de las cuadrículas prioritarias, bajo este criterio, pasa por considerar aquellas más ricas en número de especies. A estas áreas se les denomina también *hotspots de riqueza* o puntos de máxima riqueza (Prendergast *et al.*, 1993; Williams *et al.*, 1996; Araujo, 1999). Prendergast *et al.* (1993), por ejemplo, en estudios de aves y otros taxones, identifican los hotspots de riqueza como el 5% de cuadrículas con mayor riqueza de especies.

b) Índices de abundancia proporcional

La riqueza específica utiliza sólo una simple enumeración de especies, aunque analizar el valor de importancia de las mismas cobra sentido si recordamos que el objetivo de medir la diversidad biológica es, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que nos permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones a favor de la conservación de taxones o áreas amenazadas, o medir el efecto de las perturbaciones en el ambiente (Moreno, 2000). La estructura de la comunidad pasa así a ser considerada, tomada como la representatividad de cada especie en la misma.

Los índices de diversidad pueden clasificarse en índices de dominancia e índices de equidad. Los primeros toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de abundancia sin evaluar la contribución del resto de las especies. El más popular de ellos es el de Simpson:

$$D = 1/(\sum p_i^2)$$

donde p_i es la proporción de la especie i en el total de la muestra (es decir, el número de individuos de la especie i entre la abundancia total de las especies).

Sus valores varían desde 0 hasta el número total de especies. Un valor de 1 indica que todos los individuos en el área pertenecen a la misma especie y cuando $D = S$ cada individuo pertenece a una especie diferente. Sobrevalora las especies más abundantes en detrimento de la riqueza total de especies.

El otro gran grupo de índices, son los de equidad, como una medida de cómo de similares son las abundancias de las diferentes especies. Dos de los más populares son el de Shannon-Weinner y el de Pielou. El primero expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Es similar al de Simpson, excepto para la distribución subyacente. El índice de Simpson asume que la probabilidad de observar un individuo es proporcional a su frecuencia en el hábitat, mientras que el índice de Shannon-Weinner asume que el hábitat contiene un número infinito de individuos. Es el índice más utilizado para medir la diversidad. Un valor alto del índice indica un gran número de especies con abundancias similares, y un valor bajo indica dominio de unas pocas especies.

Por su parte, el índice de Pielou mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada:

$$J' = H' / H'_{\text{máx}}$$

Cuando existen proporciones similares de todas las especies la equidad es 1, mientras que si las abundancias son muy distintas (algunas especies raras y algunas especies comunes) su valor disminuye.

c) *Diversidad filogenética*

Para los taxonomistas, cuantificar la biodiversidad de un lugar es medir el número de atributos taxonómicos y las diferencias entre los mismos (Humphries *et al.*, 1995; Araujo, 1998). Esta medida, expresada en su forma más simple, retoma el concepto de riqueza específica por unidad de área, es decir, cuanto mayor es el número de especies por unidad de área, mayor probabilidad de asegurar una elevada representación de caracteres genéticos (Myers *et al.*, 2000). Sin embargo, otros autores asumen que no todas las especies tienen el mismo valor, y que éste puede ser asignado en función del grado de diferenciación entre organismos (Vane-Wright *et al.*, 1991; Humphries *et al.*, 1995). De esta forma, la biodiversidad está relacionada, además de con el número y abundancia relativa de las diferentes especies, con el grado en el que difieren las unas de las otras. Estas medidas se fundamentan en las relaciones genealógicas (ancestro-descendiente) entre organismos, expresadas por medio de clasificaciones taxonómicas jerárquicas (cladogramas).

Aunque Mickevich & Platnick (1989) ya apuntaron que la información contenida en los árboles genealógicos puede ser medida, serían Vane-Wright *et al.* (1991) quienes propusieran la aplicación de este concepto para la evaluación o medida de la biodiversidad. El sistema propuesto por estos autores se basa en la cuantificación de los nodos del cladograma hasta el nivel de especie, de forma que se da más valor a la especie aislada taxonómicamente, es decir, aquella con menor número de nodos. En la figura 2.2 se representa un ejemplo basado en una clasificación hipotética de cinco taxones terminales (por ejemplo especies) presentes en una región y su singularidad taxonómica.

Este valor diferencial de las especies, calculado en función de su singularidad taxonómica o peso tático, puede ser utilizado ahora para el análisis de áreas prioritarias (Vane-Wright *et al.*, 1991; Rodrigues & Gaston, 2002), es decir, para saber qué áreas son las que presentan mayor diversidad filogenética (que representa, en última instancia, la mayor cantidad de información

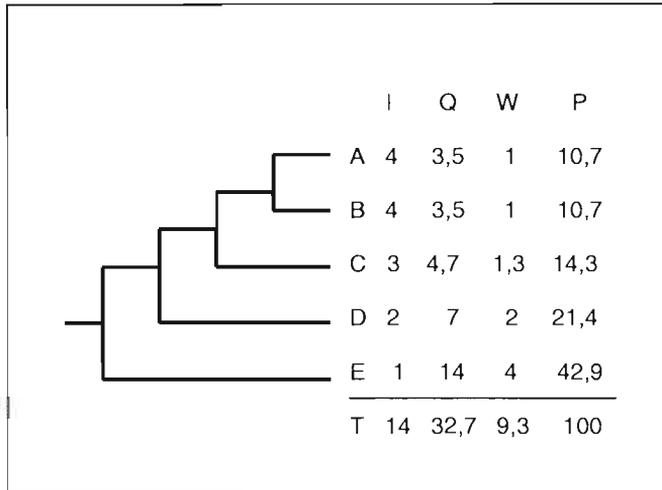


Figura 2.2. Ejemplo del cálculo del peso táxico de cinco especies hipotéticas (A, B, C, D y E). I: contenido de información filogenética. Q: cociente entre el total de información de las cinco especies (14) y la información de cada una de ellas. W: valores estandarizados obtenidos del cociente entre Q y 3,5 (el menor de todos los valores obtenidos). P: porcentaje de información. Modificado de Vane-Wright et al., (1991).

genética). En la figura 2.3 se representa un ejemplo con tres regiones hipotéticas. Utilizando la riqueza de especies, no podríamos discriminar entre las tres áreas. Si nos basamos en la rareza, si bien dejaríamos fuera la región 2, que no presenta ninguna especie exclusiva, no podríamos elegir ahora entre las regiones 1 y 3 (ambas con una especie rara o endémica). Sin embargo, a partir de la diversidad filogenética que está representada en cada una de estas tres áreas, obtendríamos como prioritaria a la región 3. A este análisis de áreas prioritarias se le incorpora además el principio de la complementariedad, de forma que se considera a continuación como área con mayor prioridad aquella con mayor diversidad filogenética complementaria a la primera (es decir, sin considerar las especies ya representadas en ella). De esta forma el orden de prioridad de las tres áreas sería R3>R1>R2. No obstante, veremos con detalle el principio de complementariedad más adelante.

Faith (1992) propuso una medida algo diferente de la diversidad filogenética, que tiene en cuenta, además, el número de características genéticas o fenéticas que definen cada grupo, y no sólo la estructura del árbol. La diversidad filogenética es, entonces, el número de características –bioquímicas, estructurales, ecológicas...- que aparecen en un subconjunto de taxones, contadas sobre las ramas del cladograma (longitud de las ramas).

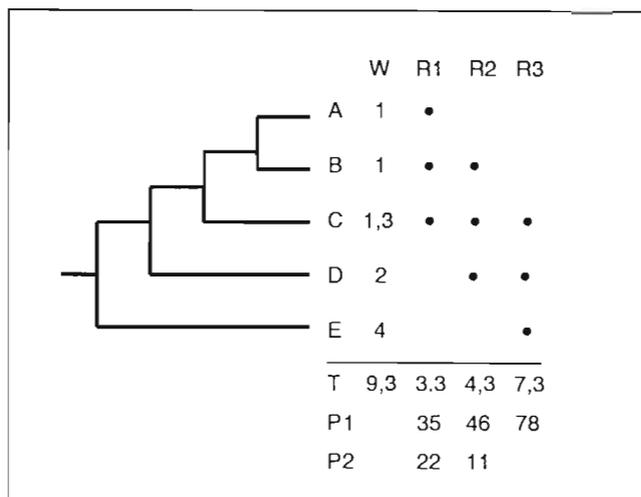


Figura 2.3. Ejemplo teórico de análisis de prioridad de áreas a partir de la diversidad filogenética. R1, R2 y R3 son tres áreas hipotéticas colonizadas por las especies A, B, C, D y/o E. W: peso táxico de las especies. T: total absoluto de W y totales parciales de W en cada área (R1, R2 y R3). P1: porcentaje de diversidad filogenética de cada una de las áreas en un primer paso; P2: porcentaje de diversidad para las dos áreas restantes considerando sólo las especies no representadas en el área R3, seleccionada como prioritaria en el paso anterior. Modificado de Vane-Wright *et al.*, (1991).

No obstante, es difícil imaginar que se disponga de una completa clasificación cladística de todos los seres vivos conocidos presentes en un área, y aún menos de organismos menos estudiados como los invertebrados. Por ello, los autores restringen la aplicación de este criterio a escala mundial, con el objetivo de la identificación de puntos calientes de biodiversidad (González-Barberá, 1999).

2. Rareza

La rareza de una especie es la condición de ser infrecuente, y puede presentarse como rareza de ocupación de áreas (“range-size rarity”), o bien como rareza de individuos dentro de un área, o dicho de otro modo, las especies raras son aquellas que presentan baja abundancia y/o rangos de distribución pequeños (Gaston, 1994). Sin embargo, no todas las especies con rangos geográficos restringidos son localmente poco abundantes y viceversa. Estas dos formas en las que una especie puede ser rara, pueden desglosarse, siguiendo a Rabinowitz *et al.* (1986), en siete clases de rareza, por la combinación de tres características de las especies: rango geográfico, especificidad de hábitat y tamaño de las poblaciones locales.

Tabla 2.3. Tipos de rareza de acuerdo a Rabinowitz et al. (1986).

	RANGO GEOGRÁFICO	Amplio		Restringido	
	ESPECIFICIDAD DE HÁBITAT	Baja	Alta	Baja	Alta
ABUNDANCIA	Alta	8	7	6	5
	Baja	4	3	2	1

a) Rareza geográfica y endemidad

Como hemos visto, uno de los tipos de rareza que puede presentar una especie es la *rareza geográfica*, es decir, la que presentan las especies que aparecen en un número reducido de áreas. Como la *endemidad* es la condición de la restricción de la especie a un área particular, de rango geográfico preestablecido, rareza geográfica y endemidad a menudo tienden a confundirse, si bien no expresan necesariamente la misma característica espacial. Utilizando grandes escalas, el concepto de rareza está estrechamente ligado al de endemismo. Las especies son endémicas de un área si aparecen en ella y en ningún otro sitio. Así, la endemidad se define en un contexto geográfico relacional, es decir, en comparación al área de distribución de otros organismos (Martín-Piera, 1997). Estas especies tenderán a tener rangos geográficos y abundancias más pequeñas que aquellas especies que no son endémicas. Sin embargo, hay especies que pueden ser endémicas de un área y aparecer con niveles de abundancia o de distribución mayores que los de otras muchas del mismo área (Gaston, 1994). Además, a una escala más reducida, por ejemplo un país, una especie puede ser rara (es decir, ocupar pocas áreas dentro del país) y estar ampliamente distribuida en el resto del mundo. En este caso, la especie no sería endémica, a pesar de presentar rareza geográfica en la zona considerada.

A partir de ahora, al hablar de rareza geográfica, la entenderemos expresada como rango de ocupación de áreas, cuantificada, por ejemplo, a través del número de parcelas ocupadas en una determinada zona (región, país, continente, etc.) por una especie en un mapa con una proyección reticulada. De esta forma, podremos clasificar estas parcelas en función de la rareza de las especies que contienen las mismas, y que permite identificar centros de rareza. A partir de los mapas de distribución de las especies, el rango espacial puede cuantificarse, como ya hemos dicho, como el número de cuadrículas ocupadas. Naturalmente, el cálculo de esta medida depende de la escala espacial a la que trabajemos, referida tanto para el área de estudio (continente, país, región...) como para el tamaño de las cuadrículas utilizadas (20 x 20 Km, 10 x 10 Km, etc.). Además, el cálculo de la rare-

za de ocupación de áreas de las especies de una determinada zona se puede realizar mediante *medidas discontinuas* (usando umbrales para incluir solamente las especies más raras, o utilizando clases de rareza para las especies, en función de intervalos de números de parcelas ocupadas por las mismas) o bien mediante *medidas continuas* (cuantificando simplemente el número de parcelas o cuadrículas ocupadas por la especie).

- Medidas discontinuas:

Es frecuente en la bibliografía la utilización de umbrales para identificar las especies raras o endémicas, medidos como una determinada superficie (por ejemplo 50.000 km² para algunos estudios mundiales) o como una proporción de todas las especies, por ejemplo el cuartil más raro, o el 25% de las especies (Williams *et al.*, 1997). De hecho, organismos internacionales de conservación, tales como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) utilizan medidas de superficie por debajo de las cuales una especie debe considerarse como vulnerable, amenazada, o en peligro de extinción (IUCN, 2001) en función, por tanto, de su rango espacial o rareza geográfica.

Una vez delimitado el rango o umbral para la rareza de las especies (por ejemplo, considerar *raras* aquellas que aparecen sólo en una cuadrícula de 10x10, o en menos de 100 Km²), determinar la prioridad de las áreas o cuadrículas pasa por considerar cuáles de ellas presentan los mayores niveles (número o proporción) de estas especies raras. A estas áreas especialmente ricas en especies raras se les denomina también *hotspots de rareza*, o puntos de máxima rareza, de igual modo que ocurría con los hotspots de riqueza. Por ejemplo, Williams *et al.* (1996), trabajando con datos de aves de Gran Bretaña, consideran el 25% de las especies con el rango más restringido como raras, y lista los hotspots de rareza como las cuadrículas más ricas en estas especies.

Un trabajo clásico en la utilización de la rareza de ocupación de áreas de las especies para comparar el valor de conservación de sitios ecológicamente similares es el de Dony & Denholm (1985), que utiliza datos de presencia/ausencia de 259 especies de plantas vasculares. Estos autores comparan los lugares utilizando, por un lado, la proporción de especies localmente raras presentes en cada uno de ellos, y por otro un índice que ignora las especies comunes y que puntúa el grado de rareza de las especies para calcular el valor total del lugar en cuestión. Para ambos casos, el umbral arbitrario establecido para considerar como localmente raras, o de distribución restringida, a las especies es su presencia en menos de 128 cuadrículas de 2x2 Km, del total de 371 del área de estudio. El índice diseñado utiliza una

puntuación para los distintos niveles de rareza de las especies de distribución restringida, según el número de cuadrículas en las que aparecían y utilizando el sistema canónico de Preston (1962):

$$\text{Plant Rarity Factor (PRF)} = \sum r_i$$

donde r_i es la puntuación de rareza de la especie i , que varía de 7 a 1 según aparezca la especie en 1, 2-3, 4-7, 8-15, 16-31, 32-63 y 64-127 cuadrículas, respectivamente. Las especies que aparecen en más de 128 cuadrículas tomarían el valor de 0.

Este sistema de puntuación de la rareza de las especies en intervalos según el número de cuadrículas en las que aparecen las mismas sería adaptado por Foster (1987) y Eyre & Rushton (1989) para datos de coleópteros acuáticos en Gran Bretaña. Eyre & Rushton (1989) utilizan, además, una escala geométrica para asignar las puntuaciones a las distintas clases de rareza, que se revela como más eficaz para amplificar los valores de rareza:

$$\text{Species Rarity Total (SRT)} = \sum r_i$$

donde la puntuación de rareza (r_i) varía en una escala geométrica, por ejemplo 64, 32, 16, 8, 4, 2, 1 según la especie aparezca en 1, 2-3, 4-7, 8-15, etc. cuadrículas.

Por otro lado, en ambos trabajos (Foster, 1987; Eyre & Rushton, 1989) añaden un segundo factor al índice para primar la asociación de especies raras en un mismo lugar:

$$\text{Rarity Association Total (RAT)} = \text{SRT} + \text{Rarity Association Value}$$

El “Rarity Association Value” se calcula a partir de la suma del de rareza de las especies que puntúan dos o más en la escala geométrica, reduciéndose previamente la puntuación más alta a la puntuación inferior presente en el sitio.

Como riqueza y rareza de especies están correlacionadas positivamente, como se desprende del propio trabajo de Eyre & Rushton (1989), para lograr que la valoración de las áreas a partir de la rareza no contenga información redundante, los autores minimizan esta correlación dividiendo el valor de los índices anteriores entre el número total de especies presentes en la cuadrícula (S):

Rarity Quality Factor (RQF) = RAT/S

Este último índice resulta más apropiado que la aproximación de Dony & Denholm (1985) para datos de invertebrados en un contexto regional (Eyre & Rushton, 1989).

- Medidas continuas

Para eliminar los límites arbitrarios en la rareza geográfica, diversos autores contabilizan todas las especies en cada cuadrícula o parcela, ponderando cada una por la inversa de su rango (Dony & Delmon, 1985; Usher, 1986; Williams & Haumphries, 1996; Williams *et al.*, 1996; Araujo, 1999; Crisp *et al.*, 2001; Linder, 2001). Nuevamente, mediante este cálculo podemos determinar los *hotspots de rareza* de nuestra zona de estudio, ahora a partir de medidas continuas. En este índice, una especie restringida a una sola cuadrícula tendría una puntuación máxima de 1, una especie que apareciera en dos cuadrículas tendría un valor de 0.5, y una especie que aparezca en 100 cuadrículas tendría un valor de 0.01. La puntuación de rareza de una cuadrícula se obtendría de la suma de las puntuaciones de rareza de cada una de las especies presentes en ella:

$$C_j = \sum 1/c_i$$

donde C_j es el valor de rareza de la cuadrícula j y c_i es el número de cuadrículas en las que aparece la especie i .

Nuevamente, para minimizar la correlación entre riqueza y rareza, diversos autores modifican este índice dividiendo el valor del índice de rareza entre el número total de especies presentes en la cuadrícula (Linder, 2001; Crisp *et al.*, 2001):

$$C_j' = C_j/N_j$$

donde N_j es el número de especies presentes en la cuadrícula j .

Variaciones de esta fórmula básica se han utilizado en distintos trabajos, como el índice de endemidad de Rebelo & Siegfried (1992):

$$\text{Site Endemism Index} = \sum k/a_i$$

donde k es el número total de sitios y a_i es el número total de sitios en los que aparece la especie i .

En general, ya sea mediante medidas continuas o discontinuas, la rareza de ocupación de áreas es un criterio fácil de aplicar al trabajar con

casi cualquier grupo de organismos, y no presenta complicación adicional para el caso de los insectos, ya que precisa únicamente datos de presencia/ausencia. Como hemos visto, además, se han propuesto diferentes índices que utilizan estos inventarios de especies y que se han aplicado con asiduidad a distintos grupos de insectos, incluidos los coleópteros acuáticos. No obstante, la alta fluctuación espacial de las poblaciones de algunos insectos hace difícil adscribirlos a una categoría de rareza geográfica, por lo que se precisan estudios de amplia dimensión temporal (Martín-Piera, 1997), como el presente trabajo.

b) Rareza demográfica

Otra de las posibilidades o tipos de rareza que ofrece la tabla de Rabinowitz *et al.* (1986) es la de la *rareza demográfica*, que presentarán aquellas especies con densidades poblacionales bajas en todo el área de distribución, aunque ésta sea amplia y aunque no estén asociadas a hábitats muy específicos. Para valorar lugares en función de las especies raras que presentan, varios autores (Williams, 1980; Millsap *et al.*, 1990) han utilizado índices que responden, de forma general al modelo:

$$\text{Population Size Index} = \sum p_i$$

donde p_i es una puntuación de la abundancia de la especie i (por ejemplo 0: >100000; 1: 50000-99999 etc.). Un valor alto del índice significa que el sitio contiene muchas especies raras demográficamente.

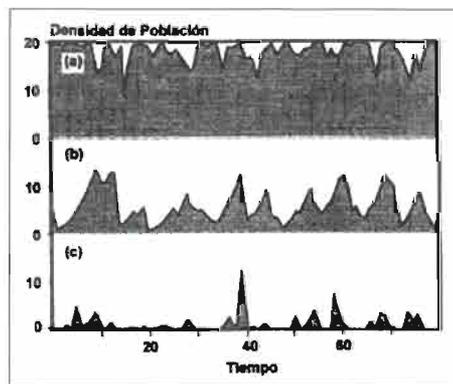


Figura 2.4. Modelos de fluctuación en poblaciones hipotéticas. a: poblaciones fluctuantes próximas a su capacidad de carga. b: la población fluctúa en un amplio rango de densidades, con extinciones locales ocasionales y reinvasiones. c: la población fluctúa cerca del límite demográfico inferior, y la mayor parte del tiempo es "rara" aunque está sujeta a explosiones ocasionales. Tomado de Martín-Piera (1997).

Como indica Martín-Piera (1997), el problema de utilizar índices de rareza demográfica con poblaciones de invertebrados en general y los insectos en particular, frente a otros grupos de organismos superiores, viene representado, nuevamente, por el gran dinamismo de sus poblaciones. Este autor recoge diferentes ejemplos que atestiguan esta variabilidad en los niveles demográficos de los distintos grupos de insectos (Figura 2.4), variando desde aquellos que son relativamente constantes de generación en generación, a aquellos que cambian frecuentemente, pasando por otros cuyas poblaciones pueden llegar a extinguirse, reaparecer y volver a extinguirse.

3. Vulnerabilidad

Parece inmediato pensar que un área que contenga especies en peligro de extinción, presentará un mayor interés de conservación respecto a otras áreas que no contengan taxones amenazados. De hecho, uno de los aspectos considerados a menudo para la valoración cuantitativa del interés de conservación de áreas, es la existencia de especies amenazadas, especialmente aquellas que por tener un *estatus* legal de protección tienen unos requerimientos de gestión regulados por normas legislativas. Pero de igual forma, hablando también en términos de evaluación de la biodiversidad, o de conservación de los mayores niveles de la misma, las especies vulnerables juegan un papel importante, por cuanto que la conservación de los mayores niveles de biodiversidad en una red de reservas pasa por la inclusión en las mismas de aquellas especies con mayor riesgo de desaparecer, al igual que ocurría con las especies raras (aunque en otro sentido).

Quizá lo primero que deberíamos preguntarnos es si al hablar de vulnerabilidad nos estamos refiriendo a algo distinto a *rareza*. La rareza, expresada en términos de abundancia o rango geográfico, es indudablemente uno de los mayores determinantes del riesgo de extinción de una especie a la escala a la que está reconocida como rara (Rabinowitz *et al*, 1986; Gaston, 1994). O dicho de otra manera, aquellas especies caracterizadas por un rango geográfico pequeño, especialización de hábitat y baja abundancia, presentan un mayor riesgo de extinción que aquellas distribuidas ampliamente, generalistas para el hábitat y abundantes. Por ello, algunos autores identifican rareza de las especies con vulnerabilidad o amenaza de extinción. Sin embargo, como indica Gaston (1994), si bien la rareza provee una base razonable para identificar aquellas especies más necesitadas de conservación, nuestra habilidad para predecir de manera confiada la probabilidad de extinción de una especie determinada, es limitada, al estar implicada una gran variedad de otros parámetros. En la tabla 2.4 vienen recogidos algunos de estos factores que contribuyen al riesgo de extinción de las especies, algunos rela-

cionados con atributos de las especies y otros con atributos ambientales o con dinámicas poblacionales.

A partir de los tres factores considerados por Rabinowitz *et al.* (1986) para establecer los distintos tipos de rareza, Kattan (1992) propuso la construcción de un índice destinado a identificar la vulnerabilidad de las distintas especies. Este índice o modificaciones del mismo han sido utilizadas por diversos autores para clasificar las especies en función de su vulnerabilidad (Arita *et al.*, 1990), dando una puntuación de amenaza según el tipo de rareza. Si retomamos la tabla 2.3, el grado de amenaza varía de la clase de rareza 1 (máxima amenaza) a la clase 8 (mínima amenaza).

Tabla 2.4. Posibles factores que contribuyen a la extinción de las poblaciones locales (Soulé, 1983).

Rareza (baja densidad)
Rareza (rango geográfico pequeño)
Capacidad de dispersión limitada
Endogamia
Pérdida de heterozigosis
Efecto fundador
Hibridación
Pérdida natural de hábitat (sucesión)
Variación ambiental
Tendencias ambientales a largo plazo
Catástrofe
Extinción o reducción de poblaciones mutualistas
Competencia
Depredación
Enfermedad
Caza y recolección
Alteración del hábitat
Destrucción del hábitat

Quizá la categorización de especies más conocida sea la utilizada por la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) para el establecimiento de listas rojas de especies amenazadas (Figura 2.5). Dichas listas proporcionan información sobre la que basar programas de conservación (un ejemplo notable es la red Natura 2000), ayudar a la redacción de leyes y transmitir información comprensible a no especialistas.

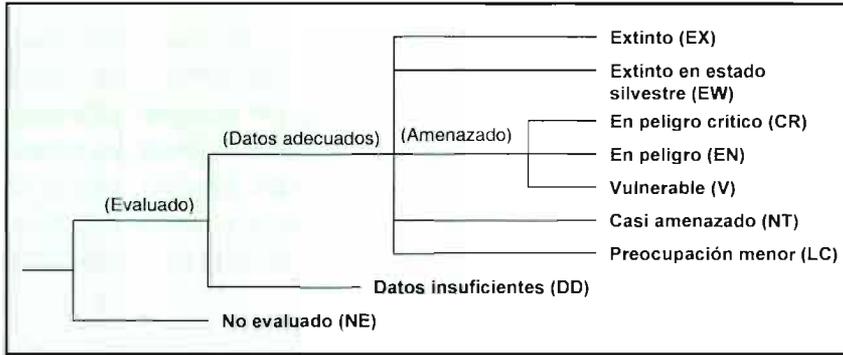


Figura 2.5. Estructura de las categorías de la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2001)

Es frecuente en la literatura la incorporación de estas u otras categorías de vulnerabilidad a índices destinados a evaluar la prioridad de conservación de áreas o sitios. En general, responden al tipo:

$$IV_j = \sum v_i$$

donde IV_j es la puntuación de la cuadrícula o el sitio j en función de sus especies vulnerables y v_i es la puntuación de vulnerabilidad de la especie i . Una puntuación alta de IV_j indica que están presentes muchas especies de un elevado estatus de amenaza o riesgo de extinción.

Las diferencias entre los distintos autores aparecen en los criterios o atributos a considerar para asignar la puntuación de vulnerabilidad de las especies consideradas. Algunos utilizan las categorías de la IUCN, otorgando una puntuación a cada una de ellas. Por ejemplo, De la Montaña & Benayas (2002) puntúan de 1 a 5 las especies de anfibios y reptiles de la Península Ibérica según la categoría de vulnerabilidad de la IUCN que presenten las mismas. Otros autores utilizan cualquier otra categorización internacional, nacional o regional, como por ejemplo Nores & García Álvarez (2000), que utilizan el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias para asignar puntuaciones en un índice de valoración territorial basado en la acumulación de especies amenazadas.

Diversos autores han aportado metodologías cualitativas y/o cuantitativas, relativamente simples, para asignar prioridades de conservación a grupos de vertebrados en función de su vulnerabilidad. Sobresalen los trabajos de Ceballos y Navarro (1991) para la fauna de mamíferos terrestres de México, Reca *et al.* (1994) para los mamíferos de Argentina, Salazar *et al.* (1998) para los mamíferos de Bolivia y Cofré & Marquet (1998) para los

mamíferos terrestres de Chile. En todos ellos se utiliza un índice que asigna a cada especie un valor de prioridad que hará que sean incluidas en una u otra categoría de vulnerabilidad a escala nacional. Sirva como ejemplo de todos ellos el trabajo de Cofré y Marquet (1998), en el que se emplea el **Conservation Priority Index (CPI)**, que suma para cada especie la puntuación de nueve variables (especificidad de hábitat, la distribución geográfica en el país, la abundancia local, la endemidad, la singularidad taxonómica, la masa corporal, la presencia en otras listas, los efectos antrópicos y el grado de protección):

$$CPI_i = \sum V_{(i,j)}$$

donde CPI_i es el valor de vulnerabilidad de la especie i y $V_{(i,j)}$ representa la puntuación de variable V_j para esa especie. La puntuación varía de 0 a 3 para cada una de las 9 variables.

Estos autores utilizan esta priorización de las especies de mamíferos de Chile (junto con otros atributos como el área, el número de endemismos nacionales y regionales y la riqueza de especies) para asignar prioridades de conservación a las siete ecoregiones del país.

El problema de todas estas categorizaciones es su dificultad para aplicarlas a determinados grupos taxonómicos, al estar diseñadas en su origen para animales superiores. Para el caso concreto de los insectos, su clasificación en las categorías de la Lista Roja de la IUCN resulta muy difícil, y una de las consecuencias más evidentes, es la escasa representación de este grupo de organismos en la Lista Roja de la IUCN. En ella, aparecen como "amenazadas" (en peligro crítico, en peligro o vulnerables) 555 especies de insectos, frente a las 3507 de vertebrados (Tabla 2.5). Si tenemos en cuenta que las especies descritas en el grupo de insectos está en torno a las 950.000 y para el de los vertebrados se sitúa en unas 45.000 (WCMC, 1992), la disparidad de especies representadas entre vertebrados frente a insectos, y en general para el resto de clases de invertebrados) es especialmente patente. Esta desigualdad en la catalogación la podemos achacar por un lado a la dificultad que entraña aplicar algunos de los criterios y subcriterios (Tabla 2.6) a las especies de insectos, y por otro a la escasez de información que se dispone de la mayoría de sus especies (una condición indispensable para aplicar este tipo de clasificaciones es la de disponer de abundante información fiable sobre la biología y ecología de cada taxón específico). Como ya se ha dicho, el dinamismo de las poblaciones de insectos hace difícil conocer en qué medida disminuyen realmente los efectivos de una especie, así como conocer con certeza los rangos de distribución.

Tabla 2.5. Número de especies animales catalogadas como amenazadas (en peligro crítico, en peligro y vulnerables) en la Lista Roja de la IUCN por clases. (fuente: <http://www.redlist.org/info/tables/>, 2002)

Vertebrados		Invertebrados	
MAMMALIA	1130	ECHINOIDEA	0
		ARACHNIDA	10
AVES	1183	CHILOPODA	1
		CRUSTACEA	408
REPTILIA	296	INSECTA	555
		MEROSTOMATA	0
AMPHIBIA	146	ONYCHOPHORA	6
		HIRUDINOIDEA	0
CEPHALASPIDOMORPHI	3	OLIGOCHAETA	5
		POLYCHAETA	1
ELASMOBRANCHII	39	BIVALVIA	92
		GASTROPODA	846
ACTINOPTERYGII	709	ENOPLA	2
		TURBELLARIA	0
SARCOPTERYGII	1	ANTHOZOA	2
	<i>Subtotal 3507</i>		<i>Subtotal 1928</i>

Por otro lado, existen distintos análisis cuantitativos desarrollados para estimar la probabilidad de extinción de un taxón a partir de los datos suministrados por su historia natural conocida, los requerimientos del hábitat, las amenazas y cualquier opción de gestión especificada (IUCN, 2001). La técnica más conocida es el denominado *Análisis de Viabilidad Poblacional* (AVP), y se orienta, por lo general, hacia el manejo de especies raras y/o amenazadas (Reed *et al.*, 2002). Sin embargo, presenta dos problemas mayores. Uno reside en la gran cantidad de información que requiere su implementación, lo cual lo hace inaplicable para muchas especies, entre ellas la gran mayoría de insectos. El segundo es que está concebido básicamente para organismos unitarios (principalmente animales) y con reproducción sexual, pero una gran cantidad de especies terrestres y marinas desarrolla historias de vida complejas con una amplia gama de respuestas al ambiente.

A modo de conclusión, de cara a priorizar áreas por la presencia de taxones vulnerables, existen distintas clasificaciones y análisis disponibles para categorizar a las especies en función de su vulnerabilidad, pero cuya

Tabla 2.6. Resumen de las categorías y criterios empleados para la elaboración de la Lista Roja de la IUCN (modificado de Sutherland, 2000)

Categoría → Criterio ↓	EN PELIGRO CRITICO (CR)	EN PELIGRO (EN)	VULNERABLE (VU)
Reducción del tamaño de la población (A)	>80% (o 90% si es reversible) en los últimos 10 años o tres generaciones	> 50% (o 70% si es reversible) en los últimos 10 años o tres generaciones	> 50% en los últimos 20 años o cinco generaciones
Distribución geográfica restringida que además está fragmentada, reduciéndose o fluctuando (B)	Extensión de la presencia estimada < 100 Km ² o área de ocupación estimada < 10 Km ²	Extensión de la presencia estimada < 5000 Km ² o área de ocupación < 500 Km ²	Extensión de la presencia estimada < 20000 Km ² o área de ocupación < 2000 Km ²
Tamaño de la población pequeño (C)	< 250 individuos maduros	< 2500 individuos maduros	< 10000 individuos maduros
Tamaño de la población o rango geográfico muy pequeño (D)	< 50 individuos maduros —	< 250 individuos maduros —	< 1000 individuos maduros <100 Km ² o < 5 localidades
Probabilidad de extinción en estado silvestre (E)	50% dentro de 10 años o 3 generaciones	20% dentro de 20 años o 5 generaciones	10% dentro de 100 años

característica común, en relación a los insectos, es la dificultad para aplicarlos. Por ello, se hace necesario establecer criterios generales de categorización válidos para su aplicación a grupos de organismos inferiores.

4. Índices combinados

Como ya se ha visto en el apartado anterior, la utilización de diferentes aspectos para un determinado criterio (como era el caso de la vulnerabilidad) puede conseguir su aplicación más satisfactoria. De igual forma, la combinación de distintos criterios en un mismo índice (por ejemplo diversidad y rareza, etc.) se ha utilizado para evaluar las prioridades de conservación de distintos espacios. Estos índices son función de los diferentes criterios (Usher, 1986):

Índice Combinado de Conservación (ICC) = f(D, R...)

donde D, R... son los criterios que utiliza el índice.

Como refleja González-Barberá (1999), generalmente esta función es un sumatorio de los criterios con algún tipo de ponderación para cada uno de ellos:

$$ICC = \sum p_i C_i$$

donde p_i y C_i son respectivamente el peso y el valor del criterio i .

El problema, obviamente, reside en la dificultad de ponderar los diferentes criterios, es decir, cómo decidir si la diversidad pesa más, por ejemplo, que la rareza.

En cualquier caso, los índices, ya empleen uno o varios criterios, presentan como principales características la utilización de los criterios de forma explícita (que hace fácil su comunicabilidad y la comprensión intuitiva por parte del público no técnico) y un valor constante e independiente de cada espacio con respecto al resto de espacios. No en vano, son los que mayor aplicación han tenido en el campo de la evaluación de espacios protegidos (González-Barberá, 1999). De hecho, algunos de los índices vistos hasta ahora combinan en realidad dos o más criterios. Los índices de rareza, por ejemplo, suelen utilizar también el criterio de riqueza, ya sea de forma explícita o implícita. Millán (1991) y Sánchez-Fernández *et al.* (en prensa) utilizan un índice que combina riqueza y rareza (añadiendo también asociación de rareza) a partir de una modificación del RQF de Eyre & Rushton (1989) para valorar la necesidad de conservación de los ecosistemas acuáticos de la Cuenca del Río Segura a partir de datos de coleópteros acuáticos:

$$\text{Interés de Conservación (IC)} = (\text{RQF} + \text{RR}) / 2$$

donde el término *RR* hace referencia a la denominada *Riqueza Asociada a Rareza*, y se trata de una modificación del RAT en función de la riqueza relativa, y se calcula multiplicando su valor por la proporción de especies presentes en el sitio frente al total de especies del área de estudio.

También a modo de ejemplo, De la Montaña & Rey Benayas (2002) aplican un índice que utiliza riqueza, rareza y vulnerabilidad de las especies de anfibios y reptiles de España para determinar cuáles son las áreas relevantes de diversidad de herpetofauna:

$$\text{Índice Combinado de Biodiversidad (ICB)} = S (1/v_i) V_i$$

donde la riqueza de especies está implícita en *S*, *w* es el número de cuadrículas donde la especie *i* está presente y *V_i* es un factor de vulnerabilidad que oscila entre 1 y 5 según la categoría de la Lista Roja de la UICN que presente la especie.

5. Métodos de complementariedad

La selección de áreas prioritarias realizada a partir de los índices tradicionales, basados muchos de ellos en alguno de los criterios vistos hasta

ahora (diversidad, rareza y vulnerabilidad) o en combinaciones de los mismos, presentan dos limitaciones principales. La primera sería la de la posibilidad de redundancia. Es decir, los mejores sitios (aquellos con los mayores valores del índice empleado) pueden estar ofreciendo una alta coincidencia en los atributos que representan (pueden contener, por ejemplo, las mismas especies). La segunda limitación, muy relacionada con la redundancia, sería la posibilidad de que su capacidad de representación de atributos sea escasa. Si definimos como objetivo para conservar los mayores valores de biodiversidad que esté representado el mayor número de atributos (por ejemplo, todas las especies presentes, especies amenazadas, etc.) en el conjunto de áreas seleccionadas como prioritarias, si el índice arroja los mayores valores a sitios parecidos, quedarían fuera de las áreas prioritarias otras especies (que pueden ser singulares, raras o muy vulnerables). González-Barberá (1999) añade además, en contra de los índices que combinan varios criterios, la artificialidad en la reunión de una heterogeneidad de conceptos, así como la alta arbitrariedad en la asignación de pesos a los criterios.

Quizá por ello, en los últimos años se han propuesto nuevos métodos de selección que incorporan el principio de la *complementariedad*. Además, la eficiencia de los *hotspots* para asegurar redes representativas de áreas de conservación ha sido cuestionada (Williams *et al.*, 1996), habiéndose obtenido redes de reservas más eficaces a partir de los mencionados métodos de complementariedad (Williams *et al.*, 1996; Araujo, 1998).

El término *complementariedad* viene referido al grado en el que uno o más grupos de atributos contribuyen con atributos no representados a otro grupo o grupos de atributos (Vane-Wright *et al.*, 1991). Los métodos basados en este principio se utilizan para buscar las áreas que, en conjunto, tienen la representación más alta de diversidad. Gráficamente, podemos entenderlo mejor a través de la figura 2.6. En ella se representan tres espacios hipotéticos (A, B y C) con sus respectivas especies. La intersección entre el espacio A y el espacio B representa especies que aparecen en ambos espacios (*H. capta*, *O. irenae* y *A. didymus*). Supongamos ahora que el espacio A se encuentra protegido, y queremos aumentar la red de espacios protegidos con un nuevo espacio. A partir de los principios de complementariedad, si queremos representar en la red de espacios el mayor número de especies, deberíamos elegir el espacio C, y no el espacio B, a pesar de que este último presenta más especies. Esto se debe a que el espacio C contiene un mayor número de especies no representadas en A, o complementarias, que el espacio B (que sólo presenta a *O. rivularis* como especie distinta, mientras que comparte con A el resto de especies).

Los orígenes de este tipo de métodos, que asumen que el valor de

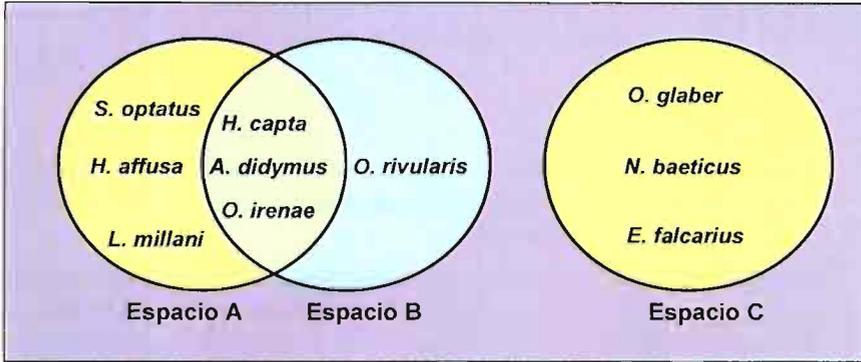


Figura 2.6. Representación de tres espacios hipotéticos (A, B y C) con sus respectivas especies. La intersección en los conjuntos representa especies compartidas por dos espacios.

conservación de un espacio no es independiente del valor de los demás espacios ni de la evolución del proceso de selección, se remontan a principios de la década de los ochenta (Kirkpatrick, 1983). Desde entonces, y sobre todo en los últimos años, han proliferado los trabajos que abordan la selección de áreas prioritarias mediante complementariedad o que buscan la mejora de este tipo de procedimientos (p. ej. Margules *et al.*, 1988; Pressey & Nicholls, 1989; Williams *et al.*, 1996; Pressey *et al.*, 1996; Turpie *et al.*, 2000; Araujo, 1999; Araujo & Williams, 2000; Possingham *et al.*, 2000; Cabeza & Moilanen, 2001; Rodríguez & Gaston, 2002; Sarkar *et al.*, 2002; Margules *et al.*, 2002). Estos métodos utilizan algoritmos iterativos compuestos por una serie de reglas verbales, basados generalmente en la maximización del número de especies incluidas en las reservas (si bien algunos intercalan otras reglas que inciden en otros criterios como rareza, área...). En la Tabla 2.7 se muestra, a modo de ejemplo, el algoritmo de Margules *et al.* (1988).

Una posible aplicación de estos algoritmos sería la de seleccionar un número mínimo de áreas en las que aparezcan representadas todas las especies al menos una vez. Son los denominados “minimun area problem” y su objetivo es el de minimizar el número de sitios (o el área total o el coste) necesarios para representar todos los atributos (especies o especies raras o especies amenazadas, etc.) al menos tantas veces como queramos. Pero si existen restricciones en el número máximo de sitios que debe contener nuestra red de reservas (o en el área total, o el coste), entonces nos enfrentamos ante los denominados “maximal coverage problem”, y su objetivo ahora es maximizar el número de atributos representados para un número límite de sitios dado.

Estos sistemas de reglas se traducen en expresiones matemáticas,

*Tabla 2.7. Pasos y reglas del algoritmo de Margules et al. (1988)
(tomado de González-Barberá, 1999)*

Paso	Regla
1	Se identifican las localidades que contienen atributos con una frecuencia menor o igual al número mínimo de representaciones requeridas y se declaran nominalmente protegidas y se eliminan del análisis.
2	Se identifican las localidades que contienen el atributo más raro de los que no están aún protegidos en la red de reservas o que están aún subrepresentados con respecto al nivel mínimo requerido, de entre ellas se declara nominalmente protegida la localidad que contribuye con mayor número de especies subrepresentadas y se elimina del análisis y se va al paso 5. En caso de existir más de una localidad que cumpla las condiciones se va al paso 3.
3	Cuando dos localidades contribuyen con el mismo número de atributos subrepresentados se selecciona aquella con el grupo "menos frecuente" de especies (aquel que tiene la menor suma de frecuencias de aparición en los espacios aún no protegidos nominalmente). Si no hay ambigüedad se va al paso 5. En caso de existir más de una localidad que cumpla las condiciones se va al paso 4.
4	Cuando dos o más localidades son indistinguibles en los pasos 2 y 3, se selecciona la primera localidad de la lista.
5	Si todos los atributos alcanzan el número mínimo de representaciones en la red de reservas, la selección ha terminado. En caso contrario se vuelve al paso 2.

que pueden responder a algoritmos heurísticos como los que hemos visto o venir reformulados en forma de programas lineales. La mayor eficacia de unos o de otros ha sido discutida por distintos autores (por ejemplo, Pressey *et al.*, 1996; Possingham *et al.*, 2000; Rodrigues & Gaston, 2002), aunque ambas aproximaciones persiguen el mismo objetivo de maximizar la diversidad protegida, y sólo difieren en la metodología. Para un análisis de ambas aproximaciones metodológicas, y de su base matemática, se puede consultar el trabajo de González-Barberá (1999).

Obtener un conjunto de áreas en el que quedan representadas las especies de nuestro área de estudio, no asegura la viabilidad y persistencia de las poblaciones de esas especies. Por ello, trabajos recientes incorporan criterios de persistencia en métodos cuantitativos de selección de áreas, utilizando la abundancia como una medida para estimar probabilidad de persistencia (Turpie, 1995) o el grado de amenaza o la vulnerabilidad esperada de las especies (Araujo & Williams, 2000). En este último caso, el criterio de persistencia se incorpora a la secuencia o jerarquía de decisiones del algoritmo de complementariedad.

3. ÀREA DE ESTUDIO Y HÁBITATS

Área de estudio

El presente estudio abarca la provincia de Albacete, y recoge los datos de las capturas de especies de coleópteros acuáticos en un total de 110 estaciones de muestreo (Tabla 3.1). Las citas de este grupo se distribuyen en una superficie correspondiente a 51 cuadrículas UTM de 10 x 10 Km, de las 160 que tiene la provincia de Albacete (Figura 3.1), lo que representa aproximadamente un 32 % de la superficie total de la misma.

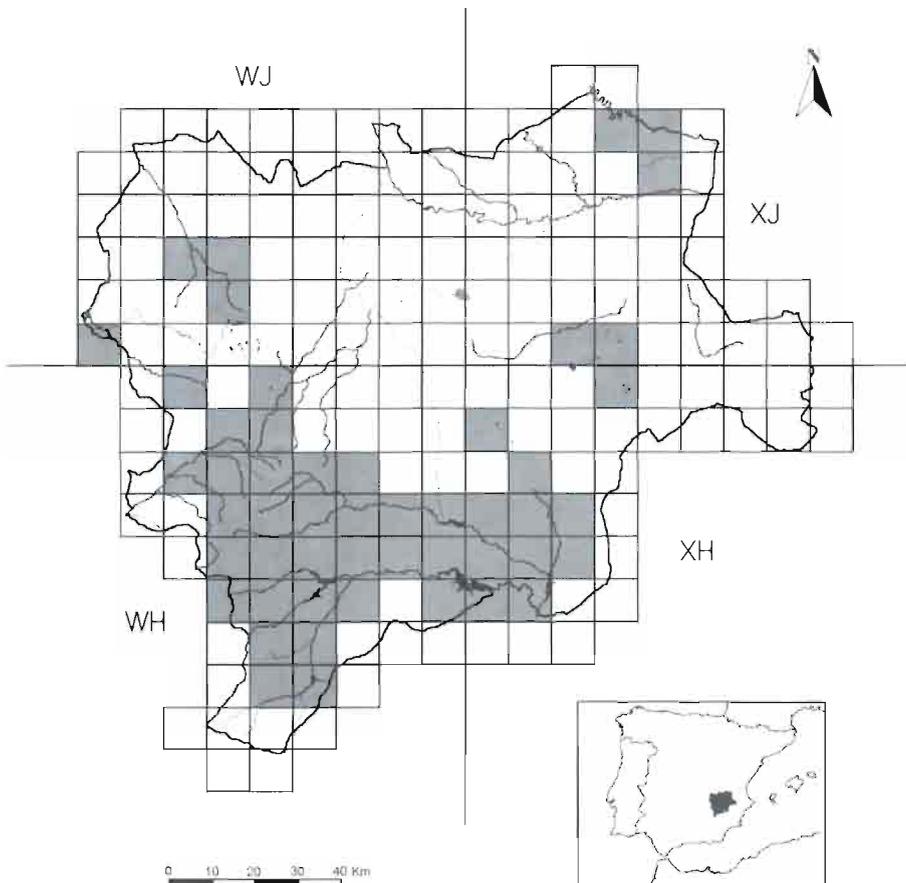


Figura 3.1. Provincia de Albacete y superficie para la que se tienen citas de coleópteros acuáticos en cuadrículas UTM de 10x10 Km. Vienen representados también los principales cuerpos de agua.

En las distintas estaciones de muestreo se ha recogido la práctica totalidad de la heterogeneidad de sus ambientes acuáticos (salvo aguas subterráneas y cuevas, por su dificultad y especificidad de muestreo).

*Tabla 3.1. Lista de estaciones de muestreo prospectadas. CG: código general basado en el estudio de la Cuenca del Río Segura (Millán *et al.*, 2002); HT: hábitat tipo; C: cuadrícula U.T.M. 10 x 10 Km perteneciente a la zona 30S; ALT: altitud.*

Nº	CG	Denominación	HT	ALT	C	Municipio
1	8	Arroyo de Alcantarilla	1	660	WH53	Yeste
2	9	R. Segura antes Yeste. Desembocadura del Ayo. Alcantarilla	3	650	WH53	Yeste
3	10	Arroyo Madera	1	680	WH53	Yeste
4	11	Río Segura en Paules	3	620	WH53	Yeste
5	12	Embalse de la Fuensanta	9	550	WH65	Yeste
6	13	Río Segura a la salida del embalse Fuensanta	4	550	WH65	Yeste
7	14	Río Segura. Almazarán	3	480	WH75	Letur
8	15	Arroyo de Letur	1	550	WH75	Letur
9	16	Arroyo de la Anchura. Villares	1	500	WH85	Elche de la Sierra
10	17	Río Segura. Gallego	3	450	WH85	Elche de la Sierra
11	18	Río Segura. Puente de Hajar	2	430	WH95	Férez
12	19	Arroyo de Benízar	5	650	WH94	Socovos
13	20	Río Segura a la salida del embalse del Cenajo	4	410	XH04	Hellín
14	123	Desembocadura del río Zumeta	2	700	WH43	Yeste
15	127	Arroyo de la Sierra. Vados del Tus	1	820	WH44	Yeste
16	128	Río Tus antes de los Baños	2	780	WH54	Yeste
17	129	Río Tus en Rala	2	650	WH55	Yeste
18	130	Arroyo Escudero	1	550	WH65	Yeste
19	131	Arroyo de Morote	1	650	WH65	Yeste
20	132	Arroyo Taibilla 1. Los Morenos	1	1180	WH52	Nerpio
21	133	Arroyo Taibilla 2. Los Morenos	1	1140	WH52	Nerpio
22	134	Arroyo de las Fuentes	1	1140	WH62	Nerpio
23	135	Río Taibilla. El Peñón	2	950	WH62	Nerpio
24	136	Embalse de Turrilla	9	850	WH63	Nerpio
25	137	Río Taibilla. La Toba	4	820	WH63	Nerpio
26	138	Arroyo de la Zorrera. Yetas	1	1080	WH53	Nerpio
27	139	Río Taibilla. Las Claras	2	620	WH64	Yeste - Letur
28	140	Arroyo de la Dehesa	1	900	WH74	Letur
29	141	Río de la Vega	2	1200	WH46	Riópar
30	142	Rambla del Gallizo. Fábricas de San Juan	1	1060	WH56	Riópar
31	143	Río de la Vega. Fábricas de San Juan	2	920	WH56	Riópar
32	144	Chorros del río Mundo	2	1040	WH45	Riópar
33	145	Arroyo Salado. Fábricas de San Juan	1	940	WH56	Riópar
34	147	Río Mundo en El Laminador	2	900	WH56	Riópar
35	148	Arroyo Celada. Mesones	1	900	WH55	Riópar - Molinicos
36	149	Arroyo de Quejigal	1	1150	WH56	Paterna del Madera
37	150	Río Mundo en La Alfiera	2	850	WH66	Molinicos

Nº	CG	Denominación	HT	ALT	C	Municipio
38	151	Arroyo de las Animas. La Alfera	1	750	WH66	Molinicos
39	152	Río Mundo entre La Alfera y Los Alejos	2	750	WH66	Molinicos
40	153	Río de La Fuente del Roble antes de desemb.	1	1200	WH57	Paterna del Madera
41	154	Río de las Acequias. Paterna del Madera	1	900	WH57	Paterna del Madera
42	155	Río de la Fuente del Roble	1	1050	WH57	Paterna del Madera
43	156	Rambla del Peralejo	6	1020	WH57	Paterna del Madera
44	157	Río de los Viñazos	1	1200	WH57	Paterna del Madera
45	158	Río Mencal	1	1050	WH67	Paterna del Madera
46	159	Barranco del Nacimiento. río Mencal	1	1050	WH67	Paterna del Madera
47	160	Río de Las Hoyas. El Encebrico	1	1250	WH56	Paterna del Madera
48	161	Río de las Hoyas. Batán del Puerto	1	1100	WH57	Paterna del Madera
49	162	Río Endrinales	1	1340	WH56	Paterna del Madera
50	163	Río Endrinales en Las Espineras	1	1300	WH56	Paterna del Madera
51	164	Río Madera (río Mundo)	1	940	WH67	Paterna del Madera
52	165	Río Bogarra antes de Bogarra	2	900	WH67	Bogarra
53	166	Río Bogarra en Bogarra	3	800	WH67	Bogarra
54	167	Arroyo de Macha. Bogarra	1	950	WH67	Bogarra
55	168	Arroyo de Potiche	1	850	WH77	Bogarra
56	169	Río Bogarra en Potiche	3	750	WH77	Bogarra
57	170	Balsa en la rambla del Griego	10	750	WH77	Ayna
58	171	Río Mundo. Las Hoyas	3	650	WH76	Ayna
59	172	Río Mundo. Ayna	3	650	WH86	Ayna
60	173	Río Mundo. Liétor	3	600	WH96	Liétor
61	174	Embalse de Talave	9	500	WH96	Liétor
62	175	Río Mundo antes de Casas del Río	4	450	XH05	Hellín
63	178	Fuente de Isso. Isso	7	500	XH06	Hellín
64	179	Rambla de Pepino. Isso	6	480	XH16	Hellín
65	180	Río Mundo en Agramón	2	350	XH15	Agramón
66	181	Rambla de la Sierra. Hellín	6	650	XH16	Hellín
67	182	Rambla del Ojuelo. Cordovilla	6	600	XH16	Hellín
68	183	Fuente del Hueso. Mora de Santa Quiteria	7	650	XH26	Hellín
69	185	Rambla de Tobarra. Agramón	6	350	XH25	Tobarra
70	186	Embalse de Camarillas. Río Mundo	9	350	XH14	Hellín
71	187	Desembocadura del río Mundo	4	330	XH14	Hellín
72	349	Río Mundo a la salida del embalse de Talave	4	500	WH96	Liétor
73	393	Arroyo de Fuenfría	1.7	1420	WH56	Paterna del Madera
74	415	Río Tus. Collado Tornero	2	820	WH44	Yeste
75	418	Arroyo de las Fábricas. Puerto de las Crucetas	1	1260	WH46	Alcaraz
76	419	Río de la Vega. Cortijos del Cura	2	960	WH46	Riópar
77	420	Arroyo Celada. fuente	7	1000	WH55	Riópar - Molinicos
78	423	Río Segura. Paralís	2	660	WH53	Yeste
79	426	Laguna Ojos de Villaverde	2. 11. 13	900	WH59	Robledo
80	446	Laguna del Saladar (Laguna de la Higuera)	7. 12	870	XH39	Corral Rubio
81	465	Laguna de los Patos	10	500	XH16	Hellín
82	466	Laguna Grande de Alboraj	11	600	XH17	Tobarra
83	485	Laguna de Pétrola	2. 12. 13	860	XJ20	Pétrola
84	498	Rambla de Tobarra. Manantial de Mina Honda	7	650	XH25	Tobarra
85	527	Complejo del Arquillo	2. 11. 13	1000	WH58	Robledo

Nº	CG	Denominación	HT	ALT	C	Municipio
86	528	Lagunas de Ruidera	2, 7, 8, 11	840	WJ10	Ruidera
87	529	Salinas de Pinilla	2, 7, 8, 10, 12, 14	960	WH39	Alcaraz
88	531	Laguna del Salobralejo	1, 7, 12	940	XJ30	Higuera
89	532	Lagunas de Corral Rubio	12	870	XH39	Corral Rubio
90	533	Fuente de Agua Ramos	7	550	XH17	Tobara
91	534	Hoces de Cabriel	3	420	XJ45	Villatoya
92	535	Fuente en arroyo de las Tortugas. R. Cabriel	7	233	XJ35	Villamalea
93	536	Rambla hipersalina en Hoces del Cabriel	6	377	XJ45	Villatoya
94	537	Río Salobre del R. Guadalmena. Reolíd	2	744	WH37	Salobre
95	538	R. Guadalmena después desembocadura Río Salobre	2	717	WH37	Alcaraz
96	539	Arroyo de las Salinas. Casas de Ves	6	571	XJ45	Casas de Ves
97	544	Arroyo Bravo	1	960	WH54	Yeste
98	545	Arroyo Camino Riopar. Puerto de las Cruetas	1	1250	WH47	Alcaraz
99	546	Río Motilla	1	1200	WH57	Paterna del Madera
100	548	Arroyo camino de la Terrera. R. Cabriel	1	524	XJ35	Villamalea
101	549	Laguna de la Sanguijuela	12	1024	WH48	Alcaraz
102	555	Charca en Elche de la Sierra	12	13	WH85	Elche de la Sierra
103	560	Toyo. Tabaqueras	13	122	XJ35	Villamalea
104	561	R. Júcar. Tranco del Lobo	4	460	XJ44	Alcalá del Júcar
105	562	Fuente de Agua dulce. Casas de Ves	7	580	XJ44	Casas de Ves
106	563	Arroyo de las Animas. El Bonillo	1	936	WJ41	El Bonillo
107	564	Río Corcoles en Munera	5	871	WJ42	Munera
108	565	Río Sotuelamos	2	800	WJ32	El Bonillo
109	568	Laguna de Ontalafia	12	840	XH08	Albacete
110	569	Arroyo de la Puerta. Villaverde de Guadalimar	1	850	WH45	V. de Guadalimar

Hábitats estudiados

Las estaciones de muestreo se han encuadrado en *hábitats tipo*, siguiendo la tipificación que para las mismas recogen Millán *et al.* (2002). Esta clasificación está basada en parámetros ambientales y ecológicos de las estaciones, diferenciándose 14 hábitats tipo:

1. *Arroyos de cabecera*: cuerpos de agua dulce, lóticos, generalmente de no más de 0'5 m de profundidad, anchura máxima de aproximadamente 1'5 m y con alto grado de naturalidad (Figura 3.2).



Figura 3.2. Hábitat tipo 1. Río Tus en el aserradero

2. *Arroyos de vega media*: ambientes lóticos, de agua dulce o hiposalina (hasta 3 g/l), de hasta 1 m de profundidad y con una anchura de cauce de entre 1'5 y 5 m. Pueden estar influidos por la presencia de zonas urbanas relativamente próximas (Figura 3.3).



Figura 3.3. Hábitat tipo 2. Río Segura antes del Embalse del Cenajo

3. *Ríos no encauzados*: cuerpos lóticos de agua dulce o hiposalina (hasta 3 g/l), con profundidad generalmente superior a 1 m, y anchura del cauce habitualmente por encima de los 5 m. Con frecuencia se encuentran influidos por la actividad desarrollada en zonas urbanas próximas (Figura 3.4).



Figura 3.4. Hábitat tipo 3. Río Mundo en Las Minas

4. *Tramos de ríos influidos por embalses*: ambientes lóticos de aguas dulces o hiposalinas (hasta 3 g/l), con profundidad media superior a 1 m, y anchuras que superan habitualmente los 5 m. Con frecuencia se encuentran influidos por la actividad desarrollada en zonas urbanas próximas. Pueden o no presentar motas a ambos lados del cauce. Su característica más destacada son las frecuentes fluctuaciones de caudal como consecuencia de los desembalses (Figura 3.5).



Figura 3.5. Hábitat tipo 4. Río Cabriel en Villatoya.

5. *Arroyos y ríos eutrofizados*: cuerpos de agua lóticos con alta concentración en nutrientes y/o materia orgánica finamente particulada (FPOM) (Figura 3.6).



Figura 3.6. Hábitat tipo 5. Arroyo de las Ánimas (El Bonillo).

6. *Ramblas*: ambientes lóticos entre mesosalinos e hipersalinos. Tramos anchos y con fluctuaciones importantes en cuanto a caudal y presencia de agua (Figura 3.7).

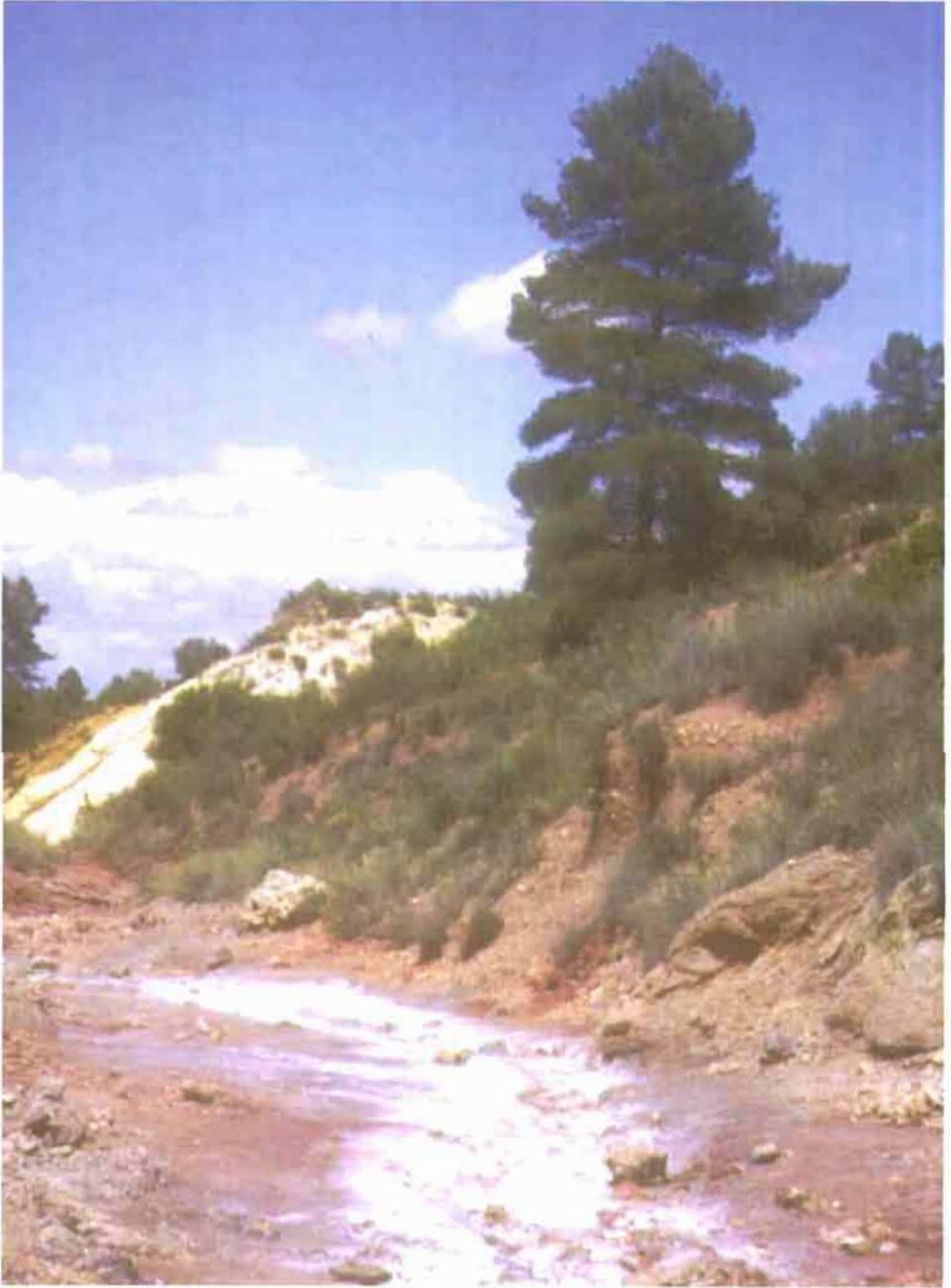


Figura 3.7. Hábitat tipo 6. Arroyo de las Salinas. Casas de Ves.

7. *Fuentes*: surgencias naturales de agua que pueden estar canalizadas (Figura 3.8).



Figura 3.8. Hábitat tipo 7. Fuente del Pilar de las Salinas, en Pinilla.

8. *Acequias y canales de riego*: cuerpos de agua lóticos artificiales que en algunos casos pueden tener cierto grado de naturalidad (Figura 3.9).



Figura 3.9. Hábitat tipo 8. Canal en Ruedera.

9. *Embalses*: cuerpos de agua leníticos artificiales de grandes dimensiones (Figura 3.10).



Figura 3.10. Hábitat tipo 9. Embalse del Cenajo.

10. *Balsas de riego y estanques artificiales*: cuerpos de agua leníticos artificiales y de pequeñas dimensiones. En algunos casos pueden tener cierto grado de naturalidad (Figura 3.11).



Figura 3.11. Hábitat tipo 10. Balsa de riego en el complejo de la Laguna de Pétrola.

11. *Lagunas cársticas*: cuerpos de agua leníticos y permanentes, de grandes dimensiones, asociados a importantes sistemas de drenaje superficiales y/o aportes subterráneos (Figura 3.12).



Figura 3.12. Hábitat tipo 11. Laguna del Arquillo

Lagunas endorreicas: cuerpos de agua naturales leníticos y temporales, de grandes dimensiones y con importantes fluctuaciones de salinidad (Figura 3.13).



Figura 3.13. Hábitat tipo 12. Laguna de la Sanguijuela.

13. *Pozas y charcas*: cuerpos de agua leníticos permanentes, de pequeñas dimensiones, asociados a sistemas de drenaje (Figura 3.14).



Figura 3.14. Hábitat tipo 13. Charca en el complejo lagunar del Arquillo

Salinas interiores: cuerpos de agua lóticos y leníticos de origen continental asociados a la explotación salinera (Figura 3.15).



Figura 3.15. Hábitat tipo 14. Salinas de Pinilla.

4. METODOLOGÍA

Compilación de datos

El trabajo reúne, por un lado, los datos de coleópteros acuáticos extraídos de los muestreos llevados a cabo por el grupo de investigación, y por otro las citas para este grupo taxonómico en la zona de estudio, a través de una exhaustiva revisión bibliográfica. Con toda esta información se ha creado una base de datos que recoge para la provincia de Albacete cerca de 3500 registros de coleópteros acuáticos (referidos a capturas de una especie en una estación de muestreo y una fecha determinadas).

Los muestreos comprenden desde el año 1981 hasta julio de 2002 y, aunque no se puede hablar de un esfuerzo de muestreo similar en todas las estaciones y cuadrículas, precisamente debido al largo periodo de tiempo en el que se han obtenido los datos utilizados en este estudio y al diferente origen de los mismos, la mayor parte de ellos proceden de estimas relativas utilizando una manga entomológica, pentagonal o triangular, de entre 250mm y 1mm de luz de malla y con una profundidad de red de 20-30 cm. La prospección siempre se ha realizado de manera estratificada, muestreando aquellos microhábitats ecológica y fisonómicamente diferentes.

Se puede hablar de dos etapas diferentes de muestreo, según la metodología empleada en las prospecciones. En la primera, hasta 1994, se realizaron muestreos generalizados para el conjunto de los macroinvertebrados acuáticos por unidad de esfuerzo (aproximadamente 30-45 minutos por estación, entre manguero y revisión de la muestra). La muestra se introducía en botes con alcohol al 70%, para después pasar a la separación e identificación en el laboratorio. En la segunda etapa, a partir de 1994 hasta 2002, se empezó a utilizar un aspirador de boca para la recogida de las especies,

particularmente coleópteros y heterópteros acuáticos, lo que permitió ajustar el esfuerzo de muestreo hasta que, aparentemente, dejaran de aparecer nuevas especies, procediendo a confirmar las identificaciones en el laboratorio.

Vulnerabilidad de las especies

La vulnerabilidad de las especies de coleópteros acuáticos de la provincia de Albacete se ha abordado a tres escalas: regional, nacional y global. La vulnerabilidad regional viene referida a la prioridad de conservación regional de las especies que aparecen en la provincia, es decir, al riesgo que tienen de desaparecer de la misma sus poblaciones. Sin embargo, las escalas nacional y global vienen referidas al grado de amenaza o a la prioridad de conservación de una especie, a ambas escalas, y no sólo de sus poblaciones que aparecen en la provincia.

A) Vulnerabilidad regional

La vulnerabilidad regional de las especies se ha calculado mediante un sistema de puntuación a partir de la combinación de seis criterios referidos a características de las especies y de los hábitats que ocupan: *distribución general*, *endemidad*, *rareza local*, *persistencia*, *rareza del hábitat* y *pérdida del hábitat*. Para cada uno de estos criterios o variables las especies puntúan 0, 1, 2 o 3, y el valor final de vulnerabilidad de cada especie se obtiene de la suma de la puntuación de cada uno de estos criterios:

1. Distribución general (DG)

Para la distribución de las especies se sigue a Ribera *et al.* (1998) y a Millán *et al.* (2002), diferenciándose cinco tipos de especies en función de su distribución general: *transibéricas* (T), aquellas especies presentes en Europa al Norte de los Pirineos, en la Península Ibérica y en el Norte de África; *iberoeuropeas* (IE), aquellas presentes en Europa al Norte de los Pirineos y en algunas zonas de la Península, pero no al Norte de África; *iberoafricanas* (IA), especies presentes en el Norte de África y en algunas zonas de la Península Ibérica, pero no al Norte de los Pirineos; *disyuntas de tipo mediterráneo* (DM), especies presentes en algunas zonas de la Península Ibérica y en el centro y Este del Mediterráneo, pero no en Europa al Norte de los Pirineos; y *endémicas de la Península Ibérica* (X), para aquellas presentes únicamente en la Península, con extensión de la cara Norte de los Pirineos y algunas zonas en el extremo Sur de Francia o las Baleares en algunos casos.

Para puntuar de 0 a 3 los distintos tipos de distribución general de

las especies (Tabla 4.1), se ha buscado primar aquellas con la distribución más restringida. De esta forma, las especies transibéricas, de distribución más amplia, puntuarían 0, mientras que las especies endémicas obtendrían el valor de 3. La puntuación de las especies iberoafricanas e iberoeuropeas se ha considerado equivalente (puntuación 1), y a las especies disyuntas se les ha considerado la distribución más restringida después de los endemismos ibéricos (puntuación 2).

Tabla 4.1. Puntuación de las especies según su distribución general. T: especies de distribución transibérica; IE: especies iberoeuropeas; IA: especies iberoafricanas; DM: especies disyuntas de tipo mediterráneo; X: endemismos ibéricos.

Distribución	Puntuación
T	0
IE/IA	1
DM	2
X	3

2. Endemicidad (E)

Para aquellas especies que tienen el límite de su rango dentro de la Península Ibérica, es decir, para los endemismos ibéricos, se han diferenciado cuatro categorías siguiendo, de igual manera, a Ribera *et al.* (1998) y a Millán *et al.* (2002). Estas categorías priman a aquellas especies con las distribuciones peninsulares más restringidas. Así, se han distinguido cuatro tipos de endemismos ibéricos, a los que se han puntuado de 0 a 3 (Tabla 4.2):

No estrictos (NE): aquellas especies que aparecen sólo en la Península Ibérica y en la cara Norte de los Pirineos (y/o algunas zonas en el extremo Sur de Francia o en las Islas Baleares).

Generales (G): aquellas especies endémicas de la Península que no aparecen más allá de los Pirineos, pero que tienen una amplia distribución en la misma.

Sudeste (SE): aquellas especies endémicas de la Península restringidas al Sudeste de la Península, que abarca desde los límites orientales de la Cordillera Bética hasta la Cuenca terciaria del Río Guadalquivir, o en algunos casos también el SO de la Península.

Exclusivos (Ex): aquellas especies que aparecen sólo en la provincia de Albacete.

Tabla 4.2. Puntuación de las especies según el tipo de endemismo

Tipo endemismo	Puntuación
NE	0
G	1
SE	2
Ex	3

3. Rareza regional (RR)

La rareza de las especies, como ya hemos visto, viene determinada por la combinación de tres factores (Rabinowitz *et al.*, 1986): rango geográfico restringido, poblaciones locales pequeñas y especificidad de hábitat. Para la *rareza regional*, el rango geográfico utilizado ha sido la ocupación de áreas dentro de la zona de estudio, que se ha considerado como *restringida* cuando la especie aparece sólo en 1 o 2 cuadrículas, y *amplia* para aquellas que aparecen en más de 2. Por otro lado, la rareza demográfica se ha evaluado en función del número de individuos encontrados en cada especie. De esta forma, el tamaño de las poblaciones locales se ha considerado como *pequeño* para aquellas especies para las que no existen capturas de más de 3 individuos y *grande* para las que en alguna de las capturas se han recogido más de 3 individuos. Por último, la especificidad de hábitat de una especie se ha considerado *alta* cuando la especie aparece en 1 o 2 hábitats tipo (ver *Área de estudio y hábitats*), y *baja* cuando lo hace en más de 2.

Para cada una de las posibilidades que ofrece la combinación de estos tres factores, se ha otorgado una puntuación de 0 a 3, en función del número de tipos de rareza que coincidan en una especie (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Puntuación de rareza regional de las especies por la combinación de la rareza de ocupación de áreas, la especificidad de hábitat y el tamaño de las poblaciones locales.

		Ocupación de áreas de la zona de estudio			
		Amplia		Restringida	
Tamaño de las poblaciones locales	Especificidad de hábitat	Baja	Alta	Baja	Alta
		Grande	0	1	1
	Pequeño	1	2	2	3

4. Persistencia (P)

Otro criterio considerado en la vulnerabilidad de los coleópteros acuáticos de Albacete es el de la persistencia en el tiempo de las especies (continuidad de las mismas en la zona de estudio) expresada como el tiempo que hace que no aparece la misma en la zona de estudio. De esta forma, aquellas especies que no aparecen en Albacete desde hace más tiempo, tendrán mayor vulnerabilidad que aquellas que siguen capturándose hasta fechas recientes.

Para asignar a cada especie la puntuación de *persistencia* (P), se ha considerado el intervalo de tiempo al que pertenece la fecha de la última captura de la misma en la provincia de Albacete. Para ello, se ha dividido el periodo de tiempo que abarca el presente estudio (desde 1981 hasta 2002) en cuatro intervalos, en función de las distintas fases de muestreo desarrolladas, y a cada uno de estos intervalos se le ha asociado una puntuación de 0 a 3, desde el más reciente al más antiguo (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Puntuación de persistencia de cada especie según el intervalo de tiempo al que corresponde la última captura de la misma en la zona de estudio.

Periodo	Puntuación
1998-2002	0
1992-1997	1
1986-1991	2
1981-1985	3

5. Rareza del hábitat (RH)

También se valoran las especies en función de la rareza de los hábitats tipo en los que aparecen las mismas, en el sentido de que aquellas especies que ocupan hábitats raros tendrán mayor probabilidad de desaparecer de la zona de estudio que aquellas que ocupen hábitats comunes.

La rareza de cada tipo de hábitat viene expresada en función del número de cuadrículas UTM 10x10 Km del área de estudio en las que aparece ese hábitat (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Puntuación de rareza de los hábitats tipo.

Nº cuadrículas	Puntuación
>10	0
5-10	1
2-4	2
1	3

Como la rareza del hábitat tipo será especialmente determinante en la vulnerabilidad de las especies con una alta especificidad de hábitat, sólo se ha considerado este criterio para aquellas especies que aparecen en un máximo de tres hábitats tipo. Esta valoración de las especies en función de la rareza de los hábitats tipo en los que aparecen, se realiza sumando la puntuación de rareza de cada uno de los hábitats tipo y dividiendo el valor resultante entre el número de hábitats tipo que ocupa la especie. Así, por ejemplo, una especie que aparezca en los hábitats tipo 1 y 4, que tienen por ejemplo una puntuación de rareza de 0 y 3 respectivamente, tendrá un valor de 1,5 ($0+3 = 3$; $3/2 = 1,5$). Los valores irán desde 0, en aquellas especies que aparezcan sólo en hábitats de puntuación de rareza mínima, hasta 3, que presentarán aquellas que aparezcan sólo en hábitats tipo que tienen la máxima puntuación de rareza. Agrupando estos valores en 4 clases, cada especie puntuará, en función de la rareza de sus hábitats tipo, 0, 1, 2 o 3 (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Puntuación para cada especie en función de la rareza de los hábitats tipo en los que aparece.

Rareza de los hábitats tipo	Puntuación
0 - 0,75	0
>0,75 - 1,50	1
>1,50 - 2,25	2
>2,25 - 3	3

6. *Perdida del hábitat (PH)*

Otra característica del hábitat considerada en la vulnerabilidad de las especies es el riesgo que tienen de desaparecer los hábitats que ocupan las mismas. Esta pérdida del hábitat de las especies se ha determinado en función de los impactos que sufren los distintos hábitats tipo. Los impactos considerados se han englobado en cuatro tipos principales:

Infraestructuras: referido a aquellos impactos producidos por alteraciones del cauce, bien como consecuencia de estructuras sólidas (obras de canalización, de deriva, presas, puentes, cercanía de núcleos urbanos, etc.), o como consecuencia de roturaciones o extracciones de gravas.

Agrícola: en esta categoría se agrupan aquellos impactos derivados de la actividad agrícola, tales como roturación de tierras para cultivos, derivación de aguas para riego, contaminación difusa por pesticidas, etc.

Vertidos: vertidos al cauce del río, ya sean de redes de saneamiento o industrias.

Otros impactos: en este último grupo se engloban el resto de impactos, tales como aquellos derivados del turismo, de la presión animal (ocasionada por la afluencia de animales al sistema acuático, como contaminación orgánica por excrementos, ya sea por ganado o aves acuáticas, etc.), presencia de especies alóctonas, etcétera.

Para evaluar los impactos que sufren cada uno de los hábitats tipo considerados, se han estudiado, a través de datos de campo y revisión bibliográfica, los impactos que sufren las estaciones de muestreo prospectadas, así como el conjunto de los sistemas acuáticos de la zona de estudio que se encuadran en cada uno de los tipos de hábitats. Se ha considerado que un determinado impacto amenaza a un hábitat tipo concreto, cuando un número considerable (más de la mitad) de sistemas acuáticos de la zona de estudio correspondientes a ese hábitat presentan ese impacto. A partir del número de impactos de cada hábitat tipo se ha evaluado el grado de amenaza que sufren cada uno de ellos. Como algunos hábitats tipo no presentan tendencia a desaparecer, sólo se ha evaluado la amenaza del hábitat para aquellos hábitats tipo enmarcados en un claro proceso de recesión, o que potencialmente pueden desaparecer: *arroyos de cabecera, arroyos de vega media, ríos no encauzados, fuentes, pozas y charcas, lagunas endorreicas, lagunas cársticas y salinas interiores*. Por el contrario, no se han considerado los *tramos de ríos influidos por embalses, los arroyos y ríos eutrofizados, las acequias y canales de riego, los embalses y las balsas de riego y estanques artificiales*, al considerarse que no sólo no sufren peligro de desaparecer como hábitats para las especies en la zona de estudio, sino que además aumentan de forma paralela a nuestra actividad transformadora del paisaje.

El valor de amenaza de cada uno de los hábitats tipo será el número de impactos (A, B, C y/o D) que comprometen seriamente al hábitat como tal.

El siguiente paso es asociar esa amenaza del hábitat a cada una de las especies, en función del/los hábitat/s en los que aparece cada especie, que se ha denominado *pérdida del hábitat* (PH). Al igual que ocurría con la rareza del hábitat, sólo se ha considerado la pérdida del hábitat para aquellas especies que aparecen en un máximo de tres hábitats tipo distintos. Esta valoración de las especies en función de la amenaza de los hábitats en los que aparecen, se realiza sumando el valor de amenaza de los hábitats tipo ocupados por la especie y dividiendo por el total de hábitats tipo. Así, por ejemplo, una especie que aparezca en los hábitats tipo 1 y 3, que tienen por ejemplo un valor de amenaza de 0 y 2, tendrá un valor de 1 ($0+2 = 2$; $2/2 = 1$). Los valores irán desde 0, en aquellas especies que aparezcan sólo en hábitats sin impactos, hasta 4, en aquellas que aparezcan sólo en hábitats tipo

con el máximo número de impactos. Agrupando estos valores en 4 clases, cada especie puntuará, en función de los impactos que sufren sus hábitats tipo, 0, 1, 2 o 3 (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Puntuación de pérdida del hábitat para cada especie.

Valor de pérdida del hábitat	Puntuación
0 - 1	0
>1 - 2	1
>2 - 3	2
>3 - 4	3

7. Vulnerabilidad total

La suma de la puntuación de cada criterio considerado (DG, E, RL, P, RH y PH) nos da el valor total de vulnerabilidad de cada una de las especies consideradas en la zona de estudio. Este valor total nos permite la ordenación de las especies en función de la prioridad de conservación o riesgo de desaparecer en la provincia de Albacete.

En función de este valor total de vulnerabilidad se han agrupado las especies en cuatro clases (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Clases de vulnerabilidad regional.

VR	Clase
0 - 4	baja
5 - 8	media
9 - 13	alta
14 - 18	máxima

Como ejemplo, para comprender el proceso de evaluación de la vulnerabilidad regional de cada especie, calcularemos la vulnerabilidad de *Ochthebius notabilis*. Se trata de una especie de distribución iberoafricana. Dentro de la provincia de Albacete, aparece en 3 cuadrículas UTM 10x10 Km, en 3 hábitats tipo distintos: fuentes (7), acequias y canales de riego (8) y salinas interiores (14). Cuando aparece, lo hace por lo general de forma abundante, existiendo capturas de hasta 700 individuos. Además, la última captura es de mayo de 2000.

En primer lugar, al tratarse de una especie de distribución iberoafricana, puntúa 1 en el apartado de distribución general (DG) y 0 en el de endemidad (E). En cuanto a rareza regional (RR), presenta la puntuación mínima (0) al ocupar más de dos cuadrículas, al haber sido capturada en más de dos hábitats tipo y al ser grande el tamaño de sus poblaciones locales. En el apartado de persistencia (P), por otro lado, puntúa 0 también, al haber aparecido en el último periodo de tiempo considerado (ver Tabla 4.4).

Como *O. notabilis* no aparece en más de 3 hábitats tipo distintos, se consideran para ella también los criterios relativos al hábitat (*rareza del hábitat* y *pérdida del hábitat*). La puntuación para esta especie en estos dos criterios requiere el análisis previo de los hábitats:

En cuanto a la rareza del hábitat, el hábitat tipo 7 aparece en 13 cuadrículas, el 8 en 2 cuadrículas y el 14 en 1 sola cuadrícula, puntuando respectivamente 0, 2 y 3 (Tabla 4.5). Por tanto, el valor de rareza del hábitat de *O. notabilis* sería de 1,67 ($0+2+3=5$; $5/3=1,67$). Como el valor 1,67 se encuentra en el intervalo “>1,5-2,25”, la puntuación de rareza del hábitat (RH) para esta especie es 2 (ver Tabla 4.6).

En lo referente a la pérdida del hábitat, se hace necesario calcular el número de impactos de cada uno de los hábitats tipo en los que se ha capturado, que representará la puntuación de amenaza de cada uno de estos hábitats. El hábitat tipo 8 (acequias y canales de riego) es uno de los hábitats tipo que no presentan riesgo de desaparecer, por lo que no se considera para el cálculo de la pérdida del hábitat de esta especie. En la tabla 9 aparece el cálculo del valor de amenaza de los hábitats tipo 7 y 13. El valor final es 2 y 1, respectivamente. De esta forma, el valor de pérdida del hábitat de *O. notabilis* será 1,5 ($1+2=3$; $3/2=1,5$), que puntúa 1 (ver Tabla 4.7).

Tabla 4.9. Cálculo del valor de amenaza de los hábitats tipo 7 y 14.

Hábitat tipo	Infraest.	Agrícola	Vertidos	Otros	Valor de amenaza
HT7: Fuentes	X	X			2
HT14: Salinas interiores				X	1

Sumando cada una de las puntuaciones para los diferentes criterios, obtenemos un valor de vulnerabilidad regional para *O. notabilis* de 4, que pertenece a la clase de vulnerabilidad *baja* (Tabla 4.8).

Tabla 4.10. Puntuación para cada criterio y valor total de vulnerabilidad regional (VR) de *O. notabilis*

DG	E	RR	P	RH	PH	VR	CLASE
1	0	0	0	2	1	4	Baja

B. Vulnerabilidad nacional e internacional

Se han considerado a priori como candidatas a incorporar en listas rojas nacionales e internacionales aquellas especies cuya distribución se restringe al área de estudio (la provincia de Albacete) o al Sudeste de la Península, es decir, los endemismos exclusivos (Ex) y los endemismos del Sudeste (SE), por entenderse que la desaparición de las poblaciones de estas especies en la provincia supondría la extinción de la especie (en el caso de los primeros) o la desaparición de poblaciones importantes (en el caso de los segundos).

Para estas especies, se ha evaluado ahora su vulnerabilidad, a partir de la modificación del sistema de puntuación desarrollado para obtener su vulnerabilidad regional, es decir, nuevamente a partir de la combinación de los criterios relacionados con características de las especies y de los hábitats que ocupan, pero ahora en un marco referencial global. Así, siguen manteniendo el mismo valor los criterios de *Distribución general* (DG) y *Endemicidad* (E). Sin embargo, el resto de criterios ha sido modificado para adecuarlo a un contexto nacional y global. Para ello, se han estudiado detenidamente las citas de cada una de estas especies en la Península Ibérica mediante revisión bibliográfica. Los criterios modificados son:

- *Rareza* (R): ahora se evalúa no la rareza de estas especies en la provincia, sino su rareza en el total de su área de distribución, nuevamente como combinación de la rareza de ocupación de áreas, la rareza demográfica y la especificidad de hábitat. Esta rareza coincidirá con la puntuación de la que denominábamos *rareza regional* (RR) para aquellas especies exclusivas de la provincia de Albacete, pero será diferente para aquellas de distribución más amplia (las del Sudeste ibérico). En este último caso, se ha considerado que las especies presentan rareza de ocupación de áreas cuando no aparecen en más de dos provincias, que presentan rareza demográfica cuando no se han capturado nunca más de 3 individuos en cualquiera de las citas existentes para la especie, y que presentan especificidad de hábitat cuando no se han capturado en más de dos hábitats tipo distintos en el total de su área de distribución. De igual forma que se hizo para la rareza local, la combinación de estos tres tipos de rareza otorga puntuaciones de 0 a 3 a cada especie (ver Tabla 4.3).

- *Persistencia (P)*: calculada sobre la base de los mismos criterios utilizados para la vulnerabilidad regional de las especies pero ahora referida a la última cita de la especie en la totalidad de su área de distribución (el Sudeste ibérico para los endemismos del Sudeste). Nuevamente, para los endemismos exclusivos de Albacete, coincide la puntuación que presentaban para este criterio en el cálculo de la vulnerabilidad local.

- *Singularidad del hábitat (SH)*: rareza o singularidad del hábitat a escala nacional o global, según evaluemos la vulnerabilidad nacional e internacional de la especie, respectivamente. La especie puntúa de 0 a 3 según la singularidad del/os hábitat/s tipo principal/es de la misma, determinada de forma aproximada (para cada caso se discute el criterio con más detalle).

- *Pérdida del hábitat (PH)*: grado de amenaza del hábitat a escala nacional o global, según evaluemos la vulnerabilidad nacional e internacional de la especie, respectivamente. La especie puntúa de 0 a 3 según el grado de amenaza del/os hábitat/s tipo principal/es de la misma, que se ha determinado, al igual que para el caso anterior, de forma aproximada.

De igual forma que se hizo para la vulnerabilidad regional, los valores de vulnerabilidad nacional e internacional se han agrupado en cuatro clases: máxima, alta, media y baja (ver Tabla 4.8).

Categorización de las áreas

Como ya hemos visto (Apartado 2), son muchos y variados los criterios y métodos utilizados en la categorización de áreas en función de su prioridad de conservación. Se han aplicado algunos de ellos a nuestros datos, de forma que se han obtenido distintas ordenaciones de las cuadrículas que constituyen la zona de estudio, con el fin de discriminar con cuál de ellas se consigue, de forma más efectiva, nuestro objetivo de partida: obtener una red de áreas que recoja la máxima biodiversidad de coleópteros acuáticos, entendida como una combinación del número total de especies, número de especies raras, número de especies vulnerables y número de especies endémicas de la Península Ibérica.

Se han aplicado a nuestros datos siete métodos de selección de áreas basados en los criterios de diversidad (medida como riqueza de especies), rareza y vulnerabilidad, o una combinación de los mismos. Los métodos aplicados para la selección de áreas son los siguientes:

1. Áreas de máxima riqueza o hotspots de riqueza.

Se han seleccionado las diez cuadrículas con el mayor número de

especies de la zona de estudio.

2. *Áreas de máxima rareza* o hotspots de rareza.

Se han seleccionado las diez cuadrículas con los mayores valores de rareza, medida como la suma de la inversa de los rangos de cada una de las especies presentes:

$$R_i = \sum 1/c_j$$

donde R_i es el valor de rareza de la cuadrícula i y c_j es el número de cuadrículas en las que aparece la especie j .

3. *Rarity Quality Factor (RQF)*

Se han seleccionado las diez cuadrículas con los mayores valores del índice RQF (Eyre & Rushton, 1989). Se ha aplicado este índice por estar diseñado en su origen para la comparación de ecosistemas acuáticos a partir de la comunidad de invertebrados que albergan, concretamente de coleópteros acuáticos, y por haber sido utilizado en diferentes estudios en Gran Bretaña. Como ya hemos visto, el RQF utiliza la rareza de especies, y la asociación de rareza, para evaluar la prioridad de conservación (ver Apartado 2.3.2).

4. *Índice de Vulnerabilidad (IV)*

Se han seleccionado las diez cuadrículas con los mayores valores del índice IV. Este índice utiliza el valor de vulnerabilidad regional de las especies de cada área, según la metodología descrita en el apartado anterior.

$$IV_i = \sum v_j$$

donde IV_i es el valor de vulnerabilidad de la cuadrícula i y v_j es la puntuación de vulnerabilidad para la especie j .

5. *Interés de Conservación (IC)*

Se han seleccionado las diez cuadrículas con los mayores valores del índice IC (Millán, 1991). Nuevamente, se ha aplicado este índice por haberse empleado en otras ocasiones para categorizar ecosistemas acuáticos en

función del interés de conservación de los mismos a partir de datos de presencia/ausencia de coleópteros (Millán, 1991; Sánchez-Fernández *et al.*, en prensa). Además, su aplicación supuso el primer intento de categorización de sistemas acuáticos basado en este grupo de insectos en España. Se trata de un índice combinado que utiliza rareza y riqueza (ver Apartado 2.3.4).

6. Índice de Biodiversidad (IB)

Se han seleccionado las diez cuadrículas con los mayores valores del índice IB. Se trata de un índice combinado que utiliza la rareza y la vulnerabilidad de las especies. La rareza de cada especie se toma como la inversa del rango, y la vulnerabilidad como el valor de vulnerabilidad regional obtenido de la categorización de las especies desarrollada para nuestro área de estudio:

$$IB_i = \sum (1/c_j) v_j$$

donde IB_i es el valor de biodiversidad de la cuadrícula i , c_j es el número de cuadrículas en las que aparece la especie j y v_j es la puntuación de vulnerabilidad para la especie j .

7. Áreas complementarias

Se ha aplicado un algoritmo iterativo de selección de áreas que utiliza el principio de la complementariedad (Vane-Wright *et al.*, 1991) para seleccionar las 10 cuadrículas que representan en la red de áreas -al menos una vez- la mayor cantidad de especies. El algoritmo empleado es una modificación del propuesto por Kirkpatrick (1983), y está basado en una serie de reglas verbales destinadas a maximizar el número de especies incluidas en el conjunto de áreas seleccionadas y que utiliza también el criterio de rareza para resolver ambigüedades (Tabla 4.11).

Tabla 4.11. Algoritmo iterativo empleado para calcular una red de áreas por complementariedad dado un número limitado de áreas.

Paso	Regla
1	Se selecciona la cuadrícula con el mayor número de especies. En caso de que dos o más cuadrículas presenten equivalente riqueza específica, se selecciona aquella que tenga además el mayor número de especies de rango restringido (presentes en una sola cuadrícula).
2	A continuación se selecciona la siguiente cuadrícula con mayor número de especies no incluidas en la primera (es decir, aquella que aporta, por complementariedad, el mayor número de especies). En caso de que dos o más cuadrículas coincidan, se selecciona la cuadrícula con mayor número de especies de rango restringido, y si persiste la coincidencia, la que además contenga el mayor número total de especies.
3	De igual forma, se van seleccionando sucesivamente el resto de áreas, complementando las especies de la cuadrícula a incorporar a las especies que suman las anteriores, hasta llegar al número de cuadrículas (10 en nuestro caso) que debe incluir nuestra red de áreas prioritarias.

Áreas prioritarias de conservación o de máxima biodiversidad

Se ha evaluado la eficacia de los distintos métodos aplicados a través del número de especies, de especies de rango restringido, de especies vulnerables y de especies endémicas de la península incluidas en la selección de áreas obtenida a partir de cada uno de ellos. De esta forma, se han considerado como áreas prioritarias de conservación o de máxima biodiversidad aquella selección de 10 cuadrículas que presente los mayores niveles de estos criterios. Se han catalogado como especies de rango restringido aquellas que ocupan sólo una cuadrícula en el área de estudio, y como especies vulnerables a aquellas con un valor de vulnerabilidad regional (VR) mayor o igual que 9.

Por último se ha evaluado el grado de coincidencia de nuestra propuesta de áreas prioritarias para la conservación con aquellos espacios naturales que poseen alguna figura de protección o que están en trámites de conseguirla, con el fin de detectar vacíos (“gaps”) en el conjunto de espacios protegidos de la provincia.

Para ello, en primer lugar se han superpuesto las cartografías de las áreas prioritarias obtenidas a partir de los datos de coleópteros acuáticos de la provincia de Albacete con la de los espacios naturales de Albacete incluidos en la Red de Áreas Protegidas de Castilla-La Mancha. La Red de Áreas

Protegidas de Castilla-La Mancha está integrada por los espacios naturales que surgen de la aplicación de la Ley 9/1999, de 26 de mayo, de Conservación de la Naturaleza: Parques Naturales, Reservas Naturales, Monumentos Naturales, Microrreservas, Reservas Fluviales, Paisajes Protegidos, Parajes Naturales y Zonas Periféricas de Protección, así como aquellos espacios que se encuentren sometidos a Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN). Además, también se incluyen los parques nacionales, los Refugios de Fauna y los Refugios de Pesca, así como aquellas figuras de protección que la Ley de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha denomina Zonas Sensibles y los espacios naturales que surgen por aplicación de las Directivas europeas de Aves (79/409/CEE) y de Hábitats (92/43/CEE). En el caso concreto de Albacete, la actual Red de Áreas Protegidas incluye un parque natural, dos monumentos naturales, una microreserva, un espacio en fase de declaración y cuatro espacios sometidos a PORN (o en fase de elaboración y aprobación).

En segundo lugar, se han superpuesto las cartografías de la selección de áreas prioritarias con la de la propuesta de espacios naturales de Castilla-La Mancha en la provincia de Albacete a incorporar en la Red Natura'2000, integrada por los Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) y las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs).

Como estos espacios pasarán a formar parte de la Red de Áreas Protegidas, finalmente se ha superpuesto cartográficamente la actual Red de Áreas Protegidas junto con la propuesta de LICs y ZEPAs con las áreas prioritarias obtenidas en este estudio.

5. RESULTADOS

Vulnerabilidad de las especies

Millán *et al.* (2002) contabilizan para Albacete un total de 245 especies de coleópteros acuáticos y semiacuáticos. Para el presente estudio, sin embargo, y como resultado de los datos obtenidos de los diferentes muestreos y de la revisión bibliográfica, algunas de ellas no han sido consideradas por diferentes motivos, otras han sido descartadas de la fauna de la provincia y, por último, se han incorporado otras no incluidas por estos autores.

De las 245 especies listadas por Millán *et al.* (2002) no se han considerado, por necesitar confirmación o existir dudas razonables de su presencia en la zona de estudio, las siguientes: *Haliplus fulvus*, *Hydroporus obsoletus*, *Helophorus minutus* gr., *Hydrochus interruptus*, *Hydraena bisulcata*, *H. brachimera*, *H. testacea*, *Limnebius truncatellus*, *Esolus angustatus* y *Oulimnius tuberculatus tuberculatus*. Otro tanto ocurre con *Stenelmis canaliculata*, no recogida por Millán *et al.* (2002), pero capturada durante la redacción de este estudio.

Tampoco se han considerado las especies de coleópteros semiacuáticos de las familias Sphaeriidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Georissidae, Scirtidae, Limnichidae y Heteroceridae, así como las pertenecientes a algunos géneros de la subfamilia Sphaeridiinae -Cercyon, Megasternum y Sphaeridium- por no existir información precisa sobre su distribución o por el *estatus* taxonómico incierto de las mismas.

Por otro lado, han sido excluidas de la fauna de Albacete dos especies: *Ochthebius semisericeus* e *Hydrochus nitidicollis*. Las citas de la primera para Albacete corresponden a *Ochthebius semotus* (Jäch, 2001), mientras que las citas de Millán *et al.* (1997, 2001a y b, 2002) de la segunda corresponden en realidad a *H. grandicollis*.

Al mismo tiempo, se incorporan a la fauna de la provincia tres nuevas especies no incluidas por Millán *et al.* (2002): *Helophorus bameuli*, *Paracynmus aeneus* y *Ochthebius semotus*.

De esta forma, se han obtenido un total de 209 especies (Anexo 1) repartidas en 11 familias (ver Anexo 2), con las que se han calculado los distintos índices empleados y a las que se ha evaluado el grado de vulnerabilidad (especies y subespecies se consideran con el mismo rango).

En la tabla 5.1 se presenta el número de especies que aparecen en cada uno de los catorce hábitats tipo estudiados, así como el número y proporción de especies de rango restringido, de especies vulnerables ($VR \geq 9$) y de endemismos ibéricos.

Tabla 5.1. Número de especies, especies de rango restringido (presentes en una sola cuadrícula), vulnerables ($VR \geq 9$) y endémicas de la Península Ibérica que aparecen en cada uno de los distintos hábitats tipo considerados. Entre paréntesis se indica el porcentaje sobre el total de especies presentes en ese hábitat tipo.

HT	Hábitat tipo	Nº especies	Restringidas	Vulnerables	Endémicas
1	Arroyos de cabecera	149	6 (4%)	6 (4%)	24 (16,1%)
2	Arroyos de vega media	166	13 (7,8%)	5 (3%)	21 (12,7%)
3	Ríos no encauzados	45	–	–	–
4	Tramos de ríos influidos por embalses	37	–	–	2 (5,4%)
5	Arroyos y ríos eutrofizados	4	–	–	–
6	Ramblas	50	2 (4%)	1 (2%)	7 (14%)
7	Fuentes	95	6 (6,3%)	3 (3,2%)	12 (12,6%)
8	Acequias y canales de riego	61	3 (4,9%)	–	5 (8,2%)
9	Embalses	10	–	–	–
10	Balsas de riego y estanques artificiales	24	1 (4,2%)	–	–
11	Lagunas cársticas	57	2 (3,5%)	1 (1,8%)	3 (5,3%)
12	Lagunas endorreicas	56	2 (3,6%)	1 (1,8%)	6 (10,7%)
13	Pozas y charcas	98	8 (8,2%)	–	5 (5,1%)
14	Salinas interiores	4	–	–	2 (50%)

Como puede verse, los hábitats que albergan mayor número de especies son los arroyos (tanto de cabecera como de vega media), mientras que las salinas interiores y los arroyos y río eutrofizados son los más pobres en especies. En cuanto a especies de rango restringido, la mayor cantidad y porcentaje de ellas aparece en las pozas y charcas y en los arroyos de vega media. En los arroyos y las fuentes se concentran la mayoría de las especies vulnerables, mientras que, en cuanto a los endemismos ibéricos, si bien los arroyos albergan el mayor número de ellos, son las salinas interiores los que presentan la mayor proporción.

I. Vulnerabilidad regional

Las tablas 5.2 y 5.3 recogen los hábitats tipo estudiados y su puntuación de rareza y valor de amenaza, respectivamente, utilizados para asignar las puntuaciones de rareza del hábitat (RH) y de pérdida del hábitat (PH) a las especies. El hábitat más raro en la zona de estudio es el de las *salinas interiores*, mientras que los más amenazados son los ríos no encauzados, seguidos de las *ramblas* y las *lagunas endorreicas*.

Tabla 5.2. Puntuación de rareza de los hábitats tipo estudiados.

HT	Hábitat tipo	Nº cuadrículas	Puntuación
1	Arroyos de cabecera	21	0
2	Arroyos de vega media	21	0
3	Ríos no encauzados	9	1
4	Tramos de ríos influenciados por embalses	7	1
5	Arroyos y ríos eutrofizados	2	2
6	Ramblas	4	2
7	Fuentes	13	0
8	Acequias y canales de riego	2	2
9	Embalses	4	2
10	Balsas de riego y estanques artificiales	3	2
11	Lagunas cársticas	4	2
12	Lagunas endorreicas	7	1
13	Pozas y charcas	4	2
14	Salinas interiores	1	3

Tabla 5.3. Valor de amenaza de los hábitats tipo considerados. El símbolo "x" representa que el hábitat se encuentra, de forma general, amenazado por el impacto.

HT	Hábitat tipo	Infraestructuras	Agrícola	Vertidos	Otros	Valor de amenaza
1	Ayos. de cabecera				x	1
2	Ayos. de vega media		x	x		2
3	Ríos no encauzados	x	x	x	x	4
6	Ramblas	x	x	x		3
7	Fuentes	x	x			2
11	Lagunas cársticas		x			1
12	Lagunas endorreicas		x	x	x	3
13	Pozas y charcas		x		x	2
14	Salinas interiores				x	1

En la tabla 5.4 se muestran las especies consideradas para la zona de estudio y el valor de vulnerabilidad regional (VR) de cada una de ellas. Como puede verse, estos valores van desde 0 hasta 10 (clase alta). No se ha registrado ninguna especie con vulnerabilidad máxima. El grupo de especies con vulnerabilidad alta ($VR \geq 9$) está formado por diez especies de la familia Hydraenidae, presentando los mayores niveles de vulnerabilidad, con el valor de 10, las especies *Ochthebius irenae*, *O. albacetinus* y *O. glaber* (Figura 5.1).

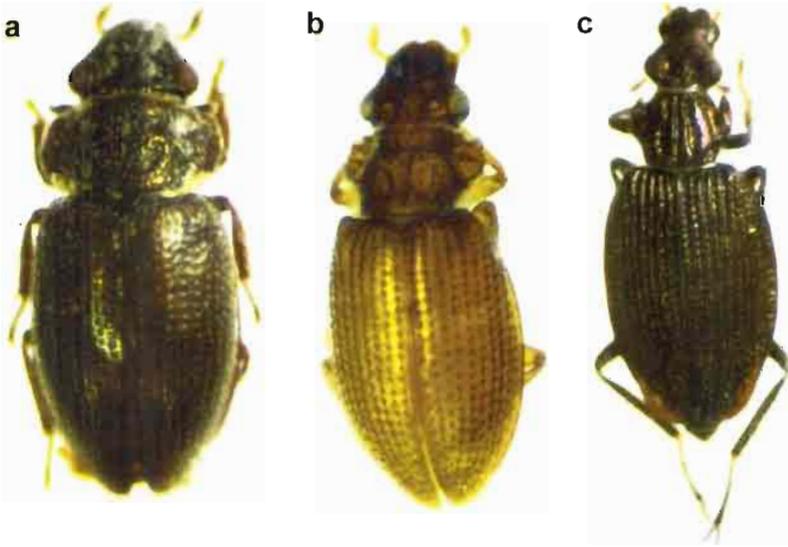


Figura 5.1. Especies de Albacete con mayor vulnerabilidad a escala regional.
a) *Ochthebius irenae*, b) *O. albacetinus*, c) *O. glaber*.

Tabla 5.4. Vulnerabilidad regional (VR) de las especies de la provincia de Albacete y su puntuación para cada uno de los criterios considerados (DG: Distribución general; E: Endemicidad; RR: Rareza regional; P: Persistencia; RH: Rareza del hábitat; PH: Pérdida del hábitat).

Especie	DG	E	RR	P	RH	PH	VR	Clase
<i>Ochthebius irenae</i>	3	3	2	0	1	1	10	alta
<i>Ochthebius albacetinus</i>	3	2	3	2	0	0	10	alta
<i>Ochthebius glaber</i>	3	2	2	0	1	2	10	alta
<i>Hydraena affusa</i>	3	1	3	1	0	1	9	alta
<i>Hydraena bolivari</i>	3	2	2	1	0	1	9	alta
<i>Hydraena mecai</i>	3	3	3	0	0	0	9	alta
<i>Limnebius hispanicus</i>	3	2	3	0	0	1	9	alta
<i>Limnebius millani</i>	3	3	2	0	0	1	9	alta
<i>Ochthebius bellieri</i>	3	2	2	1	0	1	9	alta
<i>Ochthebius semotus</i>	3	2	3	0	0	1	9	alta
<i>Gyrinus suffriani</i>	1	0	3	2	2	0	8	media
<i>Graptodytes castilianus</i>	3	1	3	0	0	1	8	media
<i>Hydaticus seminiger</i>	1	0	3	1	2	1	8	media
<i>Helophorus bameuti</i>	3	1	3	0	0	1	8	media
<i>Enochrus falcarius</i>	2	0	3	0	1	2	8	media

Especie	DG	E	RR	P	RH	PH	VR	Clase
<i>Coelostoma orbiculare</i>	1	0	3	1	2	1	8	media
<i>Hydraena manfredjaechi</i>	3	2	1	1	0	1	8	media
<i>Ochthebius tacapasensis baeticus</i>	1	0	3	2	0	2	8	media
<i>Agabus guttatus</i>	1	0	3	2	0	1	7	media
<i>Graphoderus cinereus</i>	1	0	3	0	2	1	7	media
<i>Dytiscus semisulcatus</i>	0	0	3	1	2	1	7	media
<i>Hydraena unca</i>	3	1	3	0	0	0	7	media
<i>Hydraena atrata</i>	3	0	2	0	1	1	7	media
<i>Ochthebius maculatus</i>	1	0	3	0	1	2	7	media
<i>Ochthebius auropallens</i>	1	0	3	0	1	2	7	media
<i>Ochthebius corrugatus</i>	1	0	3	2	0	1	7	media
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	3	0	0	3	0	1	7	media
<i>Deronectes depressicollis</i>	3	2	1	0	0	0	6	media
<i>Nebrioporus bucheti cazorensis</i>	3	1	1	0	0	1	6	media
<i>Dytiscus pisanus</i>	0	0	3	3	0	0	6	media
<i>Cybister lateralimarginalis</i>	0	0	3	0	1	2	6	media
<i>Hydrochus ibericus</i>	3	2	0	0	0	1	6	media
<i>Hydrochus nooreinus</i>	3	2	0	0	0	1	6	media
<i>Laccobius atratus</i>	1	0	3	0	2	0	6	media
<i>Hydraena exasperata</i>	3	1	1	0	0	1	6	media
<i>Hydraena quilisi</i>	3	0	1	1	0	1	6	media
<i>Hydraena servilia</i>	3	2	0	0	0	1	6	media
<i>Limnebius cordobanus</i>	3	1	1	0	0	1	6	media
<i>Aulacohthebius exaratus</i>	0	0	2	1	2	1	6	media
<i>Ochthebius cuprescens</i>	1	0	1	3	0	1	6	media
<i>Haliphus andalusicus</i>	0	0	2	1	1	1	5	media
<i>Haliphus guttatus</i>	0	0	3	0	1	1	5	media
<i>Hydroporus decipiens</i>	3	1	1	0	0	0	5	media
<i>Hydroporus limbatus</i>	0	0	2	0	1	2	5	media
<i>Deronectes fairmairei</i>	0	0	3	1	0	1	5	media
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	0	0	3	0	2	0	5	media
<i>Rhantus hispanicus</i>	0	0	3	1	0	1	5	media
<i>Colymbetes schildknechti</i>	1	0	3	0	0	1	5	media
<i>Helophorus fulgidicollis</i>	0	0	2	0	1	2	5	media
<i>Berosus signaticollis</i>	0	0	3	0	1	1	5	media
<i>Hydraena flavipes</i>	1	0	2	1	0	1	5	media
<i>Limnebius gerhardti</i>	3	1	1	0	0	0	5	media
<i>Ochthebius metallescens</i>	1	0	2	1	0	1	5	media
<i>Ochthebius tudmirensis</i>	3	2	0	0	0	0	5	media

Especie	DG	E	RR	P	RH	PH	VR	Clase
<i>Gyrinus substriatus</i>	0	0	3	0	0	1	4	baja
<i>Bidessus coxalis</i>	0	0	3	0	0	1	4	baja
<i>Hydroporus nigrita</i>	1	0	1	0	1	1	4	baja
<i>Stictonectes epipleuricus</i>	3	0	0	0	0	1	4	baja
<i>Nebrioporus baeticus</i>	3	1	0	0	0	0	4	baja
<i>Agabus ramblae</i>	3	1	0	0	0	0	4	baja
<i>Ilybius chalconatus</i>	0	0	2	1	0	1	4	baja
<i>Ilybius montanus</i>	0	0	2	0	1	1	4	baja
<i>Meladema coriacea</i>	0	0	2	0	1	1	4	baja
<i>Dytiscus circumflexus</i>	0	0	1	0	1	2	4	baja
<i>Dytiscus marginalis</i>	0	0	2	0	1	1	4	baja
<i>Helophorus flavipes</i>	1	0	2	0	0	1	4	baja
<i>Helophorus seidlitzii</i>	3	1	0	0	0	0	4	baja
<i>Paracymus aeneus</i>	0	0	3	0	0	1	4	baja
<i>Paracymus phalacroides</i>	0	0	2	0	1	1	4	baja
<i>Laccobius atrocephalus</i>	1	0	0	1	0	2	4	baja
<i>Hydrobius convexus</i>	0	0	3	0	0	1	4	baja
<i>Limnoxenus niger</i>	1	0	1	0	1	1	4	baja
<i>Hydraena carbonaria</i>	3	0	0	0	0	1	4	baja
<i>Hydraena pygmaea</i>	1	0	2	0	0	1	4	baja
<i>Ochthebius delgadoi</i>	3	1	0	0	0	0	4	baja
<i>Ochthebius notabilis</i>	1	0	0	0	2	1	4	baja
<i>Dryops luridus</i>	0	0	2	1	0	1	4	baja
<i>Gyrinus distinctus</i>	0	0	2	0	0	1	3	baja
<i>Bidessus pumilus</i>	0	0	1	0	1	1	3	baja
<i>Hygrotus inaequalis</i>	0	0	1	0	1	1	3	baja
<i>Graptodytes aequalis</i>	1	0	1	0	0	1	3	baja
<i>Graptodytes fractus</i>	0	0	3	0	0	0	3	baja
<i>Chaetarthria seminulum seminulum</i>	0	0	1	1	0	1	3	baja
<i>Paracymus scutellaris</i>	0	0	1	1	0	1	3	baja
<i>Hydrochara flavipes</i>	0	0	1	0	1	1	3	baja
<i>Hydraena cordata</i>	0	0	1	1	0	1	3	baja
<i>Hydraena riparia</i>	1	0	2	0	0	0	3	baja
<i>Enicocerus exsculptus</i>	0	0	2	0	0	1	3	baja
<i>Ochthebius mediterraneus</i>	0	0	1	2	0	0	3	baja
<i>Ochthebius quadrioveolatus</i>	1	0	0	2	0	0	3	baja
<i>Potamophilus acuminatus</i>	0	0	1	0	0	2	3	baja
<i>Elmis rioloides</i>	1	0	0	0	0	2	3	baja
<i>Oulimnius rivularis</i>	0	0	1	0	1	1	3	baja

Especie	DG	E	RR	P	RH	PH	VR	Clase
<i>Riolus subviolaceus</i>	1	0	0	1	0	1	3	baja
<i>Dryops lutulentus</i>	0	0	0	1	0	2	3	baja
<i>Laccophilus poecilus</i>	0	0	0	0	1	1	2	baja
<i>Hydroglyphus signatellus</i>	1	0	0	1	0	0	2	baja
<i>Hydroporus marginatus</i>	0	0	1	0	0	1	2	baja
<i>Agabus nitidus</i>	0	0	1	0	0	1	2	baja
<i>Hydaticus leander</i>	0	0	0	0	1	1	2	baja
<i>Helophorus asturiensis</i>	0	0	1	0	0	1	2	baja
<i>Hydrochus grandicollis</i>	1	0	0	0	0	1	2	baja
<i>Chaetarthria similis</i>	0	0	1	0	0	1	2	baja
<i>Anacaena globulus</i>	0	0	1	0	0	1	2	baja
<i>Enochrus salomonis</i>	2	0	0	0	0	0	2	baja
<i>Hydraena hermandoi</i>	1	0	0	0	0	1	2	baja
<i>Limnebius oblongus</i>	0	0	1	1	0	0	2	baja
<i>Ochthebius bonnairei</i>	1	0	0	0	0	1	2	baja
<i>Limnius opacus</i>	0	0	0	0	0	2	2	baja
<i>Riolus cupreus</i>	1	0	0	0	0	1	2	baja
<i>Haliplus obliquus</i>	0	0	1	0	0	0	1	baja
<i>Hygrobia hermanni</i>	0	0	0	0	0	1	1	baja
<i>Hygrotus impressopunctatus</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Hygrotus lagari</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Herophydrus musicus</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Hydroporus lucasi</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Hydroporus normandi</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Graptodytes flavipes</i>	0	0	0	0	0	1	1	baja
<i>Deronectes hispanicus</i>	0	0	0	0	0	1	1	baja
<i>Nebrioporus clarki</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Agabus paludosus</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Colymbetes fuscus</i>	0	0	1	0	0	0	1	baja
<i>Helophorus nubilis</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Helophorus brevipalpis</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Hydrochus smaragdineus</i>	0	0	0	0	0	1	1	baja
<i>Berosus guttalis</i>	0	0	1	0	0	0	1	baja
<i>Anacaena limbata</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Laccobius gracilis intermittens</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Laccobius obscuratus</i>	0	0	0	0	0	1	1	baja
<i>Hydraena capta</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Hydraena rufipennis</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Limnebius maurus</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja

Especie	DG	E	RR	P	RH	PH	VR	Clase
<i>Limnebius papposus</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Ochthebius aeneus</i>	0	0	0	1	0	0	1	baja
<i>Ochthebius marinus</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Elmis aenea</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Elmis maugetii maugetii</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Esolus parallelepipedus</i>	0	0	0	0	0	1	1	baja
<i>Oulimnius troglodytes</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Limnius volckmari</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Normandia nitens</i>	0	0	0	0	0	1	1	baja
<i>Normandia sodalis</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Riolus illiesi</i>	1	0	0	0	0	0	1	baja
<i>Dryops sulcipennis</i>	0	0	1	0	0	0	1	baja
<i>Gyrinus caspius</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Gyrinus dejeani</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Gyrinus urinator</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Aulonogyrus striatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Orectochilus villosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Peltodytes rotundatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Haliplus lineatocollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Haliplus mucronatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Noterus laevis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Laccophilus hyalinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Laccophilus minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hyphydrus aubei</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hydrovatus clypealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Yola bicarinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Bidessus minutissimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hydroglyphus geminus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hygrotus confluens</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hygrotus pallidulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hydroporus discretus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hydroporus planus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hydroporus pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hydroporus tessellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Graptodytes ignotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Graptodytes varius</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Metaporus meridionalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Stictonectes optatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Deronectes moestus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja

Especie	DG	E	RR	P	RH	PH	VR	Clase
<i>Agabus biguttatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Agabus bipustulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Agabus brunneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Agabus conspersus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Agabus didymus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Agabus nebulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hybius meridionalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Rhantus suturalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Helophorus alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Helophorus maritimus</i> gr.	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Helophorus longitarsis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Berosus affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Berosus hispanicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Anacaena bipustulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Anacaena lutescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Laccobius bipunctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Laccobius hispanicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Laccobius moraguesi</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Laccobius neapolitanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Laccobius sinuatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Laccobius ytenensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Helochares lividus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Enochrus bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Enochrus fuscipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Enochrus halophilus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Enochrus politus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hydrobius fuscipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Hydrophilus pistaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Coelostoma hispanicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Limnebius furcatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Ochthebius dilatatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Ochthebius difficilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Ochthebius nanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Ochthebius viridis</i> 2	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Limnius intermedius</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Pomatinus substriatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Dryops algericus</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja
<i>Dryops gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	baja

2. Vulnerabilidad nacional e internacional

En las tablas 5.5 y 5.6 se presentan las puntuaciones obtenidas para cada uno de los criterios empleados en el cálculo de la vulnerabilidad nacional e internacional, respectivamente, de las especies evaluadas, así como el valor total de vulnerabilidad a ambas escalas. Para todas ellas, las puntuaciones de *Distribución general* y *Endemicidad* son las mismas que las consideradas para el cálculo de la vulnerabilidad regional. De igual forma, para las tres especies cuya distribución se restringe a la provincia de Albacete (*Hydraena mecai*, *Ochthebius irenae* y *Limnebius millani*) los valores de rareza y persistencia son los mismos que los calculados para su vulnerabilidad regional. Para el resto de especies a las que se ha evaluado el grado de vulnerabilidad nacional e internacional, es decir, los endemismos ibéricos restringidos al Sudeste, sin embargo, las puntuaciones de rareza y persistencia varían como consecuencia del estudio detallado de las citas y capturas de cada una de ellas en el total de su área de distribución.

Por otro lado, se ha otorgado la puntuación de 2 y 3 a la singularidad del hábitat a escala nacional e internacional, respectivamente, para las especies que aparecen en ramblas salinas. Del mismo modo, se ha valorado, para este criterio, con 2 y 3 a escala nacional e internacional, respectivamente, a las especies que ocupan lagunas endorreicas y/o cársticas. Para ambos casos, hemos entendido que son hábitats singulares a escala nacional y muy singulares en un contexto internacional, localizándose casi exclusivamente en el Sudeste ibérico (Moreno *et al.*, 1996, 1997). Al resto de especies, exclusivas de arroyos de cabecera y/o fuentes, se les ha otorgado la puntuación de 0 por considerar a estos ambientes comunes y ampliamente representados a ambas escalas.

Respecto a la pérdida del hábitat (PH), se han puntuado con el valor 3 a aquellas especies propias de ambientes hipersalinos (como *O. glaber*) por tratarse de sistemas fuertemente alterados en la Península y toda la región mediterránea (Gagneur, 1987; Vidal-Abarca *et al.*, 2000). A aquellas especies que aparecen en lagunas endorreicas y cársticas, como es el caso de *O. irenae*, se les ha puntuado con el valor 2, por considerarse que son sistemas con una alta perturbación humana pero entre los cuales aún podemos encontrar algunos bien conservados. De hecho, muchas de las lagunas de la Península han sido desecadas o roturadas, si bien se han considerado como menos amenazadas a ambas escalas que las ramblas.

Como puede verse en las tablas 5.5 y 5.6, de entre los endemismos ibéricos restringidos a la provincia de Albacete o al Sudeste de la Península, cuatro de ellos pertenecen a la clase alta de vulnerabilidad, tanto a escala nacional como internacional. Estos son *Ochthebius irenae*, *O. albacetinus*,

Tabla 5.5. Vulnerabilidad nacional (VN) de los endemismos del Sudeste de la Península Ibérica presentes en la provincia de Albacete y puntuación para cada uno de los criterios considerados (DG: Distribución general; E: Endemicidad; R: Rareza; P: Persistencia; SH: Singularidad del hábitat; PH: Pérdida del hábitat).

Especie	DG	E	R	P	SH	PH	VN	Clase
<i>Ochthebius irenae</i>	3	3	2	0	2	2	12	Alta
<i>Ochthebius glaber</i>	3	2	1	0	2	3	11	Alta
<i>Ochthebius albacetinus</i>	3	2	2	2	0	0	9	Alta
<i>Hydraena mecai</i>	3	3	3	0	0	0	9	Alta
<i>Limnebius millani</i>	3	3	2	0	0	0	8	Media
<i>Ochthebius bellieri</i>	3	2	2	1	0	0	8	Media
<i>Hydraena manfredjaequi</i>	3	2	2	1	0	0	8	Media
<i>Limnebius hispanicus</i>	3	2	2	0	0	0	7	Media
<i>Hydraena bolibari</i>	3	2	1	1	0	0	7	Media
<i>Ochthebius semotus</i>	3	2	1	0	0	0	6	Media
<i>Deronectes depressicollis</i>	3	2	1	0	0	0	6	Media
<i>Hydrochus nooreinus</i>	3	2	1	0	0	0	6	Media
<i>Hydraena servilia</i>	3	2	1	0	0	0	6	Media
<i>Ochthebius tudmirensis</i>	3	2	0	0	0	0	5	Media

Tabla 5.6. Vulnerabilidad internacional (VI) de los endemismos del Sudeste de la Península Ibérica presentes en la provincia de Albacete y puntuación para cada uno de los criterios considerados (DG: Distribución general; E: Endemicidad; R: Rareza; P: Persistencia; SH: Singularidad del hábitat; PH: Pérdida del hábitat).

Especie	DG	E	R	P	SH	PH	VI	Clase
<i>Ochthebius irenae</i>	3	3	2	0	3	2	13	Alta
<i>Ochthebius glaber</i>	3	2	1	0	3	3	12	Alta
<i>Ochthebius albacetinus</i>	3	2	2	2	0	0	9	Alta
<i>Hydraena mecai</i>	3	3	3	0	0	0	9	Alta
<i>Limnebius millani</i>	3	3	2	0	0	0	8	Media
<i>Ochthebius bellieri</i>	3	2	2	1	0	0	8	Media
<i>Hydraena manfredjaequi</i>	3	2	2	1	0	0	8	Media
<i>Limnebius hispanicus</i>	3	2	2	0	0	0	7	Media
<i>Hydraena bolibari</i>	3	2	1	1	0	0	7	Media
<i>Ochthebius semotus</i>	3	2	1	0	0	0	6	Media
<i>Deronectes depressicollis</i>	3	2	1	0	0	0	6	Media
<i>Hydrochus nooreinus</i>	3	2	1	0	0	0	6	Media
<i>Hydraena servilia</i>	3	2	1	0	0	0	6	Media
<i>Ochthebius tudmirensis</i>	3	2	0	0	0	0	5	Media

O. glaber e *Hydraena mecai*. El resto de especies evaluadas presentan vulnerabilidad media a ambas escalas.

Ochthebius glaber ha sido citada, además de en Albacete, en Murcia (Montes & Soler, 1988), Jaén (Montes & Soler, 1988), Alicante (datos inéditos) y en Córdoba (Castro, 1997). Las últimas citas corresponden al intervalo 1998-2002, y se han capturado en ocasiones hasta varios cientos de ejemplares de la especie. Aparece sólo en ambientes hipersalinos, especialmente en ramblas, aunque también se han encontrado ejemplares en salinas interiores. Las citas ocasionales de la especie en ambientes de aguas mesosalinas o dulces deben considerarse como esporádicas, al aparecer siempre ejemplares aislados y ambientes hipersalinos próximos.

Ochthebius albacetinus ha sido citada únicamente para Albacete y Jaén (Delgado & Soler, 1997). Aunque se han capturado más de tres individuos de la especie, todas las capturas corresponden a arroyos de cabecera. Además, esta especie no aparece en la provincia desde el año 1991.

Ochthebius bellieri aparece en la zona de Cádiz (Jäch, 1990; Balfour-Browne, 1978; Valladares & Montes, 1991), y Albacete (Ribera *et al.*, 1997). Estos últimos, por ejemplo, recogen 6 individuos

Hydraena manfredjaechi aparece en la provincia de Jaén (Delgado *et al.*, 1992), además de Albacete. En esta última se han capturado más de 10 individuos (Delgado & Soler, 1991). En cualquier caso, todas las citas corresponden a arroyos de cabecera y la más reciente de ellas es del año 1997.

De *Limnebius hispanicus* existen citas, además de para Albacete, para Cádiz (Balfour-Browne, 1978), Granada (d'Orchymont, 1941; Balfour-Browne, 1978), Jaén (d'Orchymont, 1941; Balfour-Browne, 1978), Málaga (Balfour-Browne, 1978; Sáiz-Cantero & Aceituno-Castro, 1997) y Sevilla (Balfour-Browne, 1978). Presenta especificidad de hábitat y rareza demográfica al no existir citas de capturas con más de tres individuos.

Hydraena bolivari está citada para Córdoba (d'Orchymont, 1936; Ienistea, 1978), Granada (Sáiz Cantero & Alba Tercedor, 1991), Cádiz (Lagar & Fresneda, 1990) y dos provincias de Portugal (Balfour-Browne, 1978), además de para Albacete. Algunas de las citas recogen hasta 40 individuos (Ribera *et al.*, 1997). Las últimas citas de la especie corresponden al año 1997, habiendo sido capturada siempre en arroyos de cabecera o fuentes.

Las citas de *Ochthebius semotus* corresponden a las provincias de Albacete, Granada, Málaga y, posiblemente, Murcia y Cuenca (Jäch, 2001). Además hay que atribuir a esta especie las citas para Jaén de *O. semisericeus* (Delgado & Soler, 1997). Aparece siempre en arroyos y se ha capturado en número mayor de tres. La última captura de la especie es de 2002.

Deronectes depressicollis aparece en las provincias de Albacete, Jaén (Millán, 1991), Almería (Fery & Brancucci, 1987), Cádiz (Rosenhauer, 1856) y Granada (Fery & Brancucci, 1987). Aunque es exclusivo de arroyos, sus poblaciones pueden ser abundantes y, además, las últimas capturas corresponden al año 2002.

Hydrochus nooreinus ha sido citado para arroyos de las provincias de Jaén, Granada, Cádiz (Ribera *et al.*, 1999) y Málaga (Sáinz-Cantero & Aceituno-Castro, 1997), además de para Albacete. No presenta rareza demográfica y las últimas capturas son del año 2002.

Las citas de *Hydraena servilia* abarcan las provincias de Córdoba (d'Orchymont, 1936; Ienistea, 1978), Jaén (Delgado *et al.*, 1992), Cádiz (Castro, 1999) y Albacete. En alguna de ellas han sido capturados más de tres individuos (Castro, 1999), aunque siempre ha aparecido en arroyos de cabecera, la última ocasión en fechas recientes.

Ochthebius tudmirensis aparece, además de en Albacete, en las

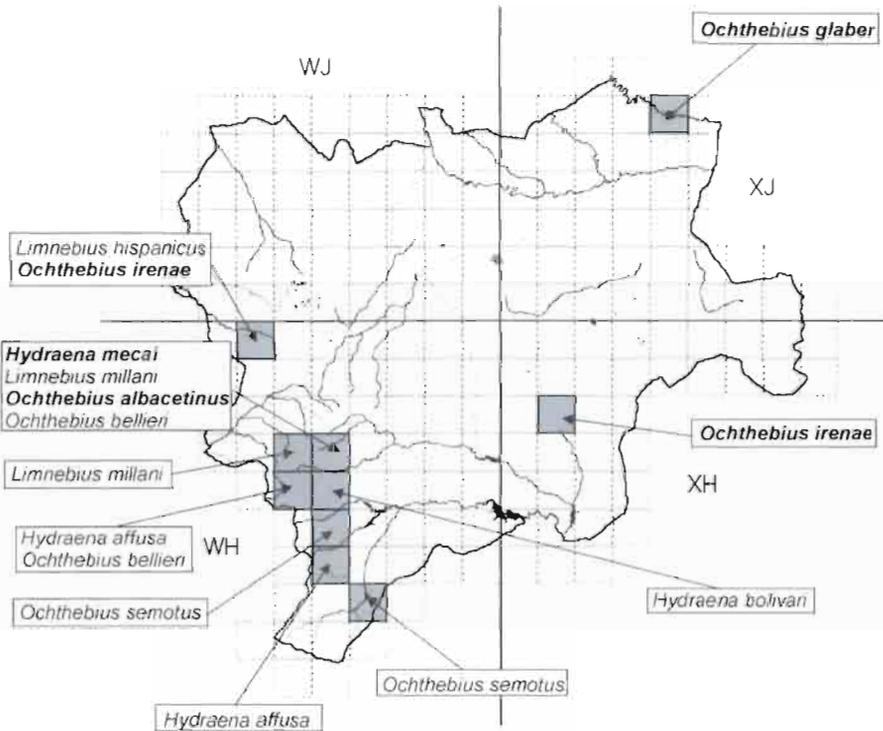


Figura 5.2. Localización de las especies de mayor vulnerabilidad en la provincia de Albacete ($VR \geq 9$). En negrita se destacan aquellas que además presentan mayor vulnerabilidad a escala nacional e internacional ($VN \geq 9$ y $VI \geq 9$).

provincias de Almería, Alicante y Murcia (Jäch, 1997). Aunque es propia de ambientes salinos, aparece también en aguas hiposalinas, por lo que ha sido capturada en muchos hábitats tipo diferentes y, generalmente, más de 3 individuos. Las últimas capturas pertenecen al periodo 1998-2002.

En la figura 5.2 se representa la localización, en la zona de estudio, de las especies con mayor vulnerabilidad (pertenecientes a la clase *alta* para las tres escalas consideradas) de la provincia. En ella se observa que las mayores concentraciones de especies vulnerables se sitúan en la zona Suroeste de la provincia.

Categorización de las áreas

En el anexo 3 se recogen los valores obtenidos con los métodos empleados para cada una de las cuadrículas UTM 10x10 Km prospectadas en la provincia de Albacete, además del número de especies de rango restringido (aquellas que aparecen en una sola cuadrícula) y de endemismos ibéricos. En la tabla 5.7 se recogen las diez cuadrículas con los valores más altos para cada índice, así como las 10 cuadrículas seleccionadas con el algoritmo iterativo de complementariedad.

Como puede observarse, existe una serie de cuadrículas que aparecen en las siete selecciones de áreas obtenidas a partir de los distintos índices y métodos. Estas son las cuadrículas WH56, WH58, WH59, WH39 y WH45, de las cuales WH56, WH58 y WH59, además, se encuentran siempre entre las cinco primeras seleccionadas por cada método. Las cuadrículas WH54 y WJ10 aparecen seleccionadas por seis de los métodos empleados, mien-

Tabla 5.7. Cuadrículas seleccionadas por cada uno de los métodos aplicados (RQF: Rarity Quality Factor; IC: Interés de Conservación; IV: Índice de Vulnerabilidad; IB: Índice de Biodiversidad. Compl.: complementariedad).

Orden	Riqueza	Rareza	RQF	IC	IV	IB	Compl.
1	WH56	WH58	WH58	WH56	WH56	WH58	WH56
2	WH58	WH56	XJ45	WH58	WH58	WH56	WH58
3	WH59	WH59	WH59	WH59	WH59	WH59	WH39
4	WH46	WH39	WH39	WH39	WH45	WH45	WH59
5	WH39	WJ10	WH56	WH46	WH46	WH39	WH54
6	WH54	WH45	WH45	WJ10	WH39	WJ10	WH45
7	WJ10	WH46	XJ20	WH45	WH54	WH46	WJ10
8	WH45	XJ20	XH39	WH54	WH57	XJ45	WH66
9	WH57	WH54	WJ10	XJ20	WH44	WH54	XJ45
10	XJ20	WH57	XJ44	WH57	WH67	WH57	XJ20

tras que otras tres cuadrículas se incluyen en la selección de cinco de los métodos: WH46, XJ20 y WH57. La cuadrícula XJ45 está presente en tres de las siete selecciones. Finalmente, las áreas WH44, WH66, WH67, XJ44 y XH39 aparecen únicamente en uno de los siete métodos aplicados.

Por otro lado, los índices de Riqueza, Rareza e Interés de Conservación (IC) ofrecen la misma selección de cuadrículas, y a su vez comparten nueve y ocho cuadrículas con las selecciones obtenidas a partir de los índices de biodiversidad (IB) y de vulnerabilidad (IV), respectivamente. No obstante, el IV incorpora en su selección dos cuadrículas (WH44, WH67) que no aparecen en ninguna otra selección. Otro tanto ocurre con el índice RQF (XH39, XJ44). Por su parte, la selección obtenida por complementa-

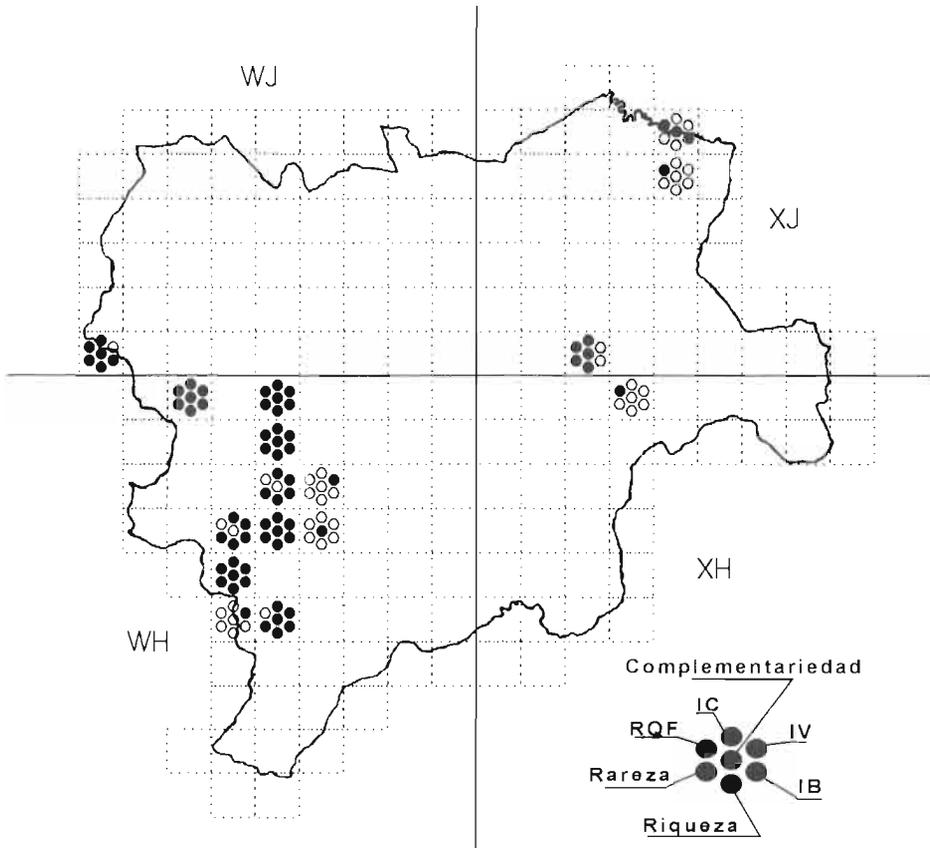


Figura 5.3. Cuadrículas seleccionadas por cada uno de los métodos aplicados en este estudio (*RQF*: Rarity Quality Factor; *IC*: Interés de Conservación; *IV*: Índice de Vulnerabilidad; *IB*: Índice de Biodiversidad. *Compl.*: complementariedad). Los círculos rellenos representan que la cuadrícula está presente en la selección de un determinado método.

riedad presenta en común ocho de sus cuadrículas con el resto de las selecciones (a excepción del índice IV) y presenta una única cuadrícula (WH66) que no aparece en ninguna otra selección.

Todo ello puede verse gráficamente en la figura 5.3, en la que se representan las cuadrículas seleccionadas por cada método.

Áreas prioritarias de conservación o de máxima biodiversidad

En términos generales, la eficacia de los distintos métodos empleados es muy alta y bastante similar (Tabla 5.8), estando por encima del 90% para todas ellas en los criterios de riqueza de especies y endemismos ibéricos. La eficacia en representar especies de rango restringido varía desde cerca del 70% hasta poco más del 80%, mientras que incluyen desde el 80% al 90% de las especies vulnerables.

Tabla 5.8. Número total de especies, especies de rango restringido, especies vulnerables (VR ≥ 9) y endemismos ibéricos incluidos en las selecciones de cada método aplicado. Entre paréntesis se presentan las proporciones de cada una de ellas.

Método	Nº total de especies	Especies restringidas	Especies vulnerables	Especies endémicas
Riqueza	195 (93,3%)	23 (74,2%)	8 (80%)	30 (90,9%)
Rareza	195 (93,3%)	23 (74,2%)	8 (80%)	30 (90,9%)
RQF	193 (92,3%)	26 (83,9%)	8 (80%)	31 (93,9%)
IC	195 (93,3%)	23 (74,2%)	8 (80%)	30 (90,9%)
IV	195 (93,3%)	22 (71%)	8 (80%)	30 (90,9%)
IB	196 (93,8%)	23 (74,2%)	9 (90%)	30 (90,9%)
Compl.	200 (95,7%)	26 (83,9%)	9 (90%)	31 (93,9%)

En función del número total de especies presentes, el algoritmo de complementariedad es el que ofrece mayor eficacia, al incluir en su selección de cuadrículas 200 especies (cerca del 96% del total). Le sigue en eficacia el Índice de Biodiversidad (IB), con casi el 94% de las especies. El índice que recoge menos especies es el Rarity Quality Factor (RQF) de Eyre & Rushton (1989), que incluye 193 especies (92,3%). En una posición intermedia se sitúan, con equivalente eficacia (195 especies incluidas), el índice Interés de Conservación (IC) de Millán (1991), el Índice de Vulnerabilidad (IV) y las áreas de máxima riqueza y rareza.

Respecto al número y porcentaje de especies de rango restringido en la zona de estudio (presentes en una sola cuadrícula), la selección del método de complementariedad es nuevamente la que mayor eficacia presenta, jun-

de los métodos aplicados. Por ello, se han considerado las diez cuadrículas seleccionadas por complementariedad como zonas de máxima biodiversidad (al englobar los máximos niveles de riqueza, especies de rango restringido, especies vulnerables y especies endémicas de la zona de estudio) y áreas prioritarias de conservación.

En la figura 5.4 aparecen representadas geográficamente las 10 cuadrículas obtenidas por el algoritmo de complementariedad, consideradas como áreas de máxima biodiversidad y en la tabla 5.9 se muestran los sistemas acuáticos incluidos en cada una de ellas (ver también Anexo 4).

La coincidencia entre las cuadrículas definidas como áreas prioritarias de conservación y la actual Red de Áreas Protegidas de Castilla-La Mancha en la provincia de Albacete viene representada en la figura 5.5. En

Tabla 5.9. Sistemas acuáticos incluidos en las áreas de máxima biodiversidad

Cuadrícula	Sistemas acuáticos incluidos
WH56	Arroyos de cabecera de la Sierra de Alcaraz, entre los que se incluyen el Arroyo de Fuenfría, el Río Endrinales, el Arroyo de Quejigal, el Arroyo Salado, el Río de Las Hoyas y la Rambla del Gallizo. También el tramo alto del Río Mundo y el Río de la Vega.
WH58	Complejo lagunar del Río Arquillo, en el que se incluye la Laguna del Arquillo, la charca adyacente y el tramo alto del Río Arquillo.
WH39	Complejo de las Salinas de Pinilla, formado por una laguna salada, las cubetas salineras, y la Fuente del Pilar y un pequeño arroyo, ambos de agua dulce.
WH59	Complejo de la Laguna de Ojos de Villaverde, que incluye además de la laguna, charcas y canales anejos y el Arroyo de Pontezuelos.
WH54	Tramo alto-medio del Río Tus y arroyos que drenan a él, como el Arroyo Bravo.
WH45	Arroyos de cabecera en los límites de la Sierra de Alcaraz y de Segura, entre los que se incluyen el nacimiento del Río Mundo, el Arroyo de la Puerta y el Río Guadalimar.
WJ10	Complejo de las Lagunas de Ruidera, formado por el rosario de lagunas y los arroyos y fuentes asociados.
WH66	Tramo alto-medio del río Mundo, así como los arroyos que drenan a él, como el Arroyo de las Ánimas
XJ45	Tramo de las Hoces del Río Cabriel, junto con una rambla hipersalina y un manantial de agua salada pertenecientes a su cuenca.
XJ20	Complejo de la Laguna de Pétrola, que incluye además de las cubetas salineras y la laguna hipersalina, diversos arroyos de agua dulce que drenan a esta última y charcas someras laterales.

ella puede observarse que ocho de las diez cuadrículas incluyen al menos una fracción de área protegida. No obstante, del análisis de los sistemas acuáticos presentes en cada una de ellas (Tabla 5.9), puede deducirse que el grado de coincidencia es realmente satisfactorio para las cuadrículas WJ10, WH59, WH58, WH45, WH54 y XJ20, mientras que no lo es para las cuadrículas WH56 y WH66, al coincidir una superficie muy pequeña de las mismas con espacio protegido (Calares y cabeceras de los ríos Mundo, Tus y Guadalimar) y quedar además los sistemas acuáticos incluidos en ellas fuera de éste área protegida.

Por otro lado, las cuadrículas XJ45 y WH39 no coinciden, ni siquiera parcialmente, con ningún espacio protegido.

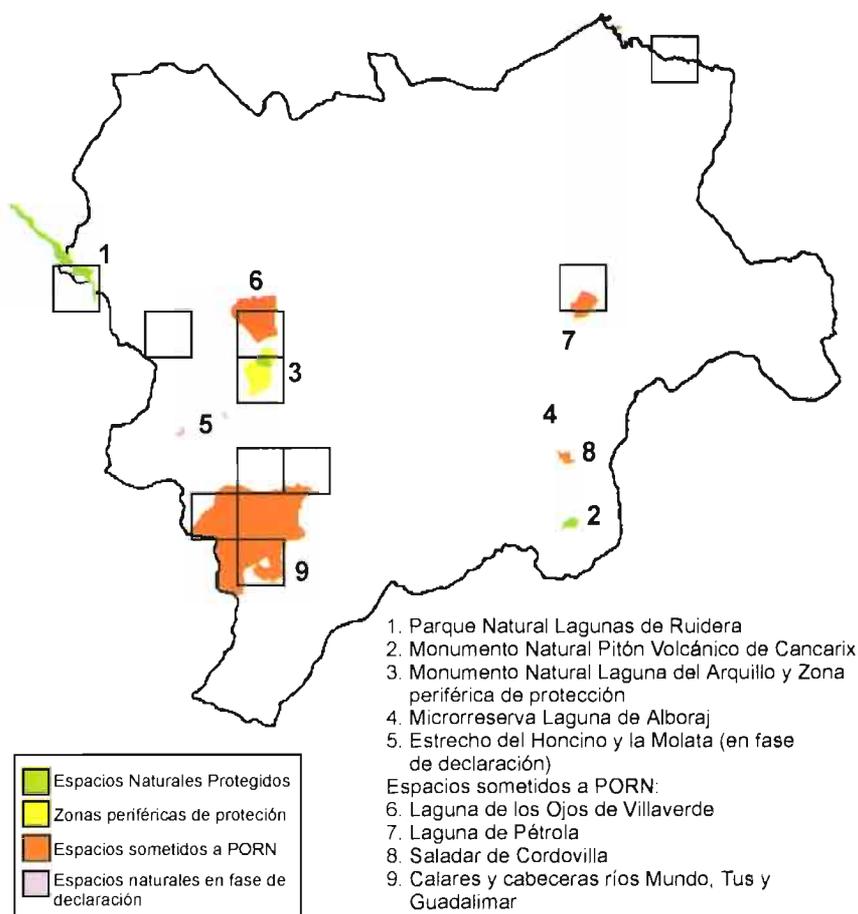


Figura 5.5. Coincidencia de las cuadrículas de máxima biodiversidad con la actual Red de Áreas Protegidas de Albacete.

Por otro lado, la coincidencia entre nuestras áreas prioritarias y la propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs) para la provincia de Albacete, es total, pues las diez cuadrículas de máxima biodiversidad están incluidas, al menos parcialmente, en alguna de estas áreas (Figura 5.6). En la tabla 5.10 vienen recogidos los espacios de Albacete que forman parte de la propuesta para la Red Natura.

Al unir la actual Red de Áreas Protegidas con la propuesta de LICs y ZEPAs, que configurarán la futura Red de Áreas Protegidas de la provincia de Albacete, y superponerlas cartográficamente con las diez cuadrículas

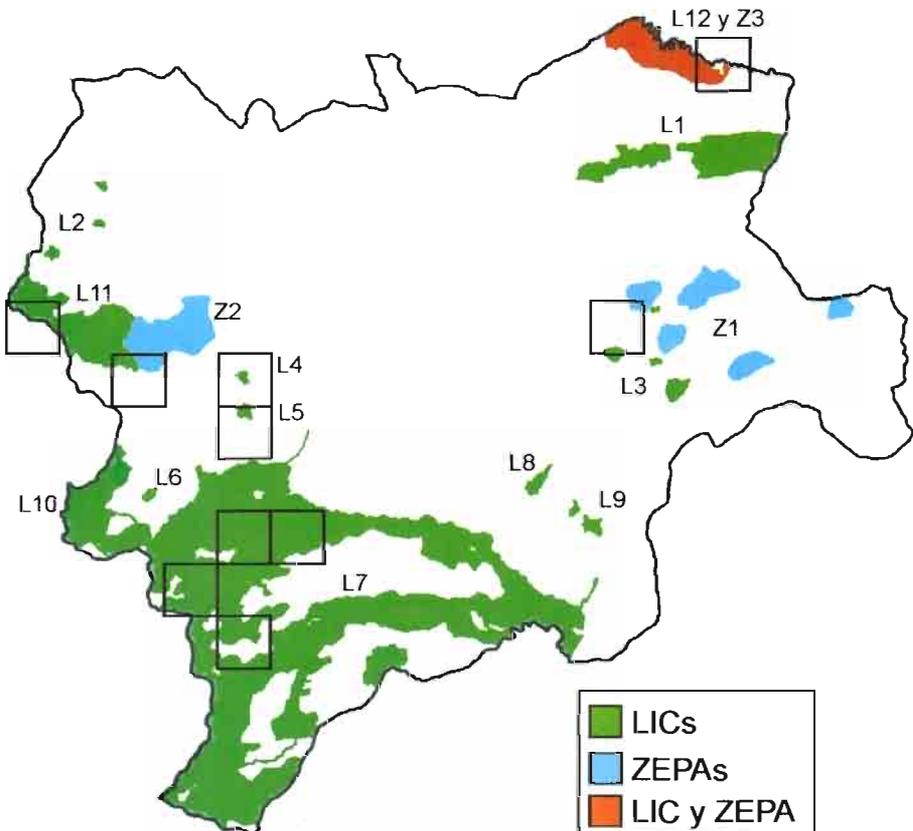


Figura 5.6. Coincidencia de las cuadrículas de máxima biodiversidad con la propuesta de LICs y ZEPAs a incorporar en la Red Natura 2000. Los códigos de los espacios corresponden a los indicados en la tabla 5.10.

las prioritarias (Figura 5.7) nuevamente la coincidencia vuelve a ser total (no quedan cuadrículas que no estén incluidas, al menos en parte, en un espacio protegido). Además, la superficie de área protegida incluida dentro de las cuadrículas es ahora significativamente mayor.

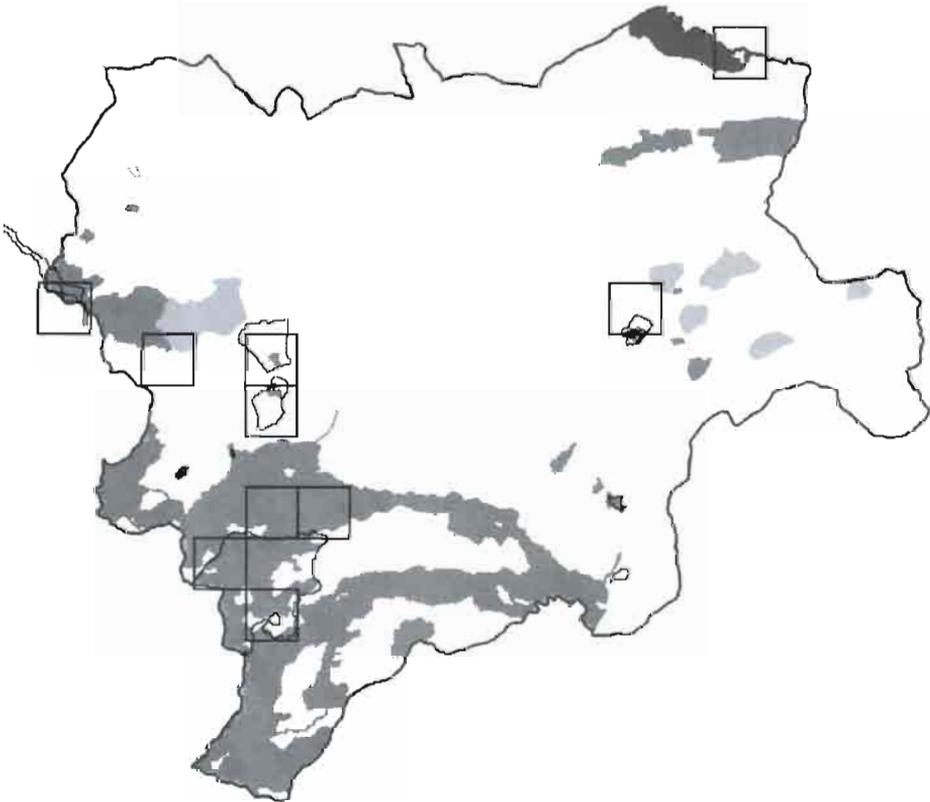


Figura 5.7. Coincidencia de las cuadrículas de máxima biodiversidad con la futura Red de Áreas Protegidas de Albacete, formada por los espacios protegidos (representados por áreas delimitadas por línea continua) junto con la propuesta de espacios a incorporar en la Red Natura 2000 (áreas sombreadas).

Tabla 5.10. Espacios propuestos a incorporar en la Red Natura 2000 como LICs y/o ZEPAs en la provincia de Albacete.

Código	Denominación	Superficie (Hectáreas)	Código Natura
LICs			
L1	Hoces del Río Júcar	17.447	ES4210001
L2	La Encantada, El Moral y Los Torreones	855	ES4210002
L3	Lagunas Saladas de Pétrola y Salobralejo y Complejo Lagunar de Corral Rubio	2.416	ES4210004
L4	Laguna de los Ojos de Villaverde	340	ES4210005
L5	Laguna del Arquillo	522	ES4210006
L6	Estrecho del Hocino y La Molata	630	ES4210007
L7	Sierras de Alcaraz y de Segura y Cañones del Segura y del Mundo	174.881	ES4210008
L8	Sierra de Abenuj	1.045	ES4210010
L9	Saladares de Cordovilla y Agramón y Laguna de Alboraj	1.390	ES4210011
L10	Sierra del Relumbrar-Cerro Vico-Río Guadalmena	24.305	ES4210016
L11	Lagunas de Ruidera	34.452	ES4210017
L12	Hoces del Cabriel, Guadazaón y Ojos de Moya	56.656	ES4230013
ZEPAs			
Z1	Área Esteparia del Este de Albacete	14.257	ES0000153
Z2	Zona Esteparia del Bonillo	13.413	ES0000154

6. DISCUSIÓN

Vulnerabilidad de las especies

Una clasificación del estatus de amenaza o vulnerabilidad debería estar basada, idealmente, en análisis cuantitativos del riesgo de extinción a partir de la teoría de extinción para poblaciones, como el Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP) (Mace & Lande, 1991; Reed *et al.*, 2002). Sin embargo, resultan inabarcables, hoy día, estudios de viabilidad poblacional de todas y cada una de las especies de coleópteros acuáticos, siquiera a nivel regional, especialmente en grupos con poblaciones tan dinámicas espacial y temporalmente como las de los insectos. Por ello, el diseño de una metodología sencilla, basada en criterios cualitativos y/o semicuantitativos, se hace necesario para abordar el reto de asignar prioridades de conservación a las especies de una región concreta, ya sea para la confección de listas rojas o para dilucidar qué hábitats y espacios urge conservar.

El sistema de puntuación propuesto no deja de ser arbitrario, aunque muchos de los criterios y sistemas de puntuación para asignar prioridades de conservación y *estatus* de amenaza a especies encontrados en la bibliografía lo son también, como los usados por la IUCN (Millsap *et al.*, 1990; Mace & Lande, 1991). Se han considerado seis criterios (distribución general, endemidad, rareza, persistencia, rareza o singularidad del hábitat y pérdida del hábitat) como determinantes de la vulnerabilidad de las especies de coleópteros acuáticos, en función de la experiencia de trabajo con este grupo, pero también a partir de la revisión de métodos diseñados en trabajos similares (Kattan, 1992; Cofré & Marquet, 1999).

Aunque se han propuesto otras variables a incluir en el análisis del grado de amenaza de las especies (ver Munton, 1987 para una revisión has-

ta 1986), la distribución restringida, la especificidad de hábitat, la rareza demográfica, la persistencia, junto con la rareza y fragilidad del hábitat pueden ser buenos indicadores de la vulnerabilidad o amenaza de grupos menos conspicuos pero inmersos en procesos de regresión como los insectos. La distribución restringida es un criterio comúnmente considerado para incluir especies en listas rojas (IUCN, 2001). Aquí se ha evaluado a tres escalas (distribución general, endemidad y rareza de ocupación de áreas en la zona de estudio), dando una información más precisa cuando se trabaja a escalas pequeñas como la regional. Los endemismos presentan un valor de conservación intrínseco por su rango geográfico reducido y grado de especialización ecológica (Primack, 1993). Distinguir entre tipos de endemismos, además, nos permite afinar más la magnitud del rango geográfico de la especie y viene a equivaler a la extensión de la presencia de la misma. Por otro lado, se ha buscado solventar el problema que supone adscribir a una categoría de rareza demográfica a organismos de poblaciones tan dinámicas como las de los insectos utilizando estimas relativas. De esta forma, considerar como especies de poblaciones locales pequeñas a aquellas cuyas capturas en la zona de estudio nunca han superado los tres individuos puede ser una manera más práctica de estimar la rareza demográfica de las mismas. De igual forma ocurre con la especificidad de hábitat, cuya evaluación requiere un conocimiento preciso sobre la ecología de cada una de las especies. El estudio del número de hábitats tipo distintos en los que ha sido capturada cada una de ellas puede ser una estima abarcable de su especialización ecológica. En el mismo sentido, la persistencia, considerada como la continuidad de la especie en la provincia, y expresada como el tiempo que hace que no se captura la especie, puede ofrecer una pista más sobre la vulnerabilidad de estos organismos.

La necesidad de incluir criterios relativos al hábitat en la evaluación del grado de amenaza de las especies ha sido puesta de manifiesto en numerosos trabajos (Soulé, 1983; IUCN, 2001), y se hace especialmente necesaria en un área tan castigada por las actividades humanas como el SE ibérico, en la que la desaparición del hábitat puede ser el principal determinante de la extinción local de algunas especies. Junto con la fragilidad del hábitat, la rareza o singularidad del mismo es otro factor importante a considerar, por cuanto la disponibilidad de un ambiente determinado será un significativo factor limitante para aquellas especies con alta especificidad de hábitat.

Por otra parte, es importante destacar que, a pesar de la arbitrariedad ya manifestada, inherente a todo sistema de categorización, la aplicación de los distintos criterios se basa en un estudio de gran dimensión espa-

cial y temporal, imprescindible a la hora de abordar cuestiones relativas a la conservación de los insectos (Martín-Piera, 1997). Se ha trabajado con cerca de 3500 registros del tipo especie/localidad/fecha y el origen de los mismos abarca más de 20 años y mucho más de 100 estaciones de muestreo.

Aunque el valor máximo de vulnerabilidad que puede presentar una especie, por el sistema de puntuación diseñado, es 18, todo hace indicar que son poco probables valores tan altos. Quizá por ello, no se ha incluido ninguna especie en la clase de vulnerabilidad *máxima*. Por el contrario, el valor 9 parece ser un umbral más realista a la hora de separar las especies más vulnerables. A escala regional, un 5% de las especies presentan vulnerabilidad alta ($VR \geq 9$). Todas ellas pertenecen a la familia Hydraenidae, distribuyéndose en tres géneros (*Ochthebius*, *Limnebius* e *Hydraena*). Que la familia Hydraenidae acapare todas las especies de mayor vulnerabilidad debe estar relacionado con el elevado número endemismos ibéricos que presenta (más del 40% de las especies endémicas de la Península Ibérica). De entre ellas, destacan sobre todo, por sus valores, *Ochthebius irenae*, *O. albacetus* y *O. glaber*. Estas tres especies son endemismos ibéricos (el primero exclusivo de la provincia de Albacete y los otros dos del Sudeste ibérico). *O. irenae* aparece en lagunas, ya sean cársticas o endorreicas, mientras que *O. albacetus* es propio de arroyos y *O. glaber* de ambientes hipersalinos (especialmente ramblas).

El resto de especies con vulnerabilidad regional alta aparecen en arroyos (ya sean de cabecera o de vega media) y/o fuentes. Por ello, la protección de estas especies, y en general de las especies más vulnerables de la provincia, pasa por la conservación de las lagunas, los arroyos y los ambientes hipersalinos. Al observar en el mapa la localización de las áreas donde aparecen las especies más vulnerables, vemos que se concentran especialmente en las cuadrículas del SO de la provincia, en la zona de la Sierra de Alcaraz. En este área, los hábitats predominantes, o casi exclusivos, pues son zonas bastante homogéneas, son los arroyos y las fuentes, y albergan todas las poblaciones provinciales de *Hydraena mecai*, *H. affusa*, *H. bolivari*, *Limnebius millani*, *Ochthebius albacetus*, *O. bellieri* y *O. semotus*. Otras cuadrículas con especies vulnerables son las que se distribuyen de forma aislada en el NE, O y SE de la provincia. En el primer caso, la cuadrícula XJ45 incluye, además de las hoces del Río Cabriel, diversos ambientes hipersalinos, como manantiales de agua salina y ramblas, que albergan las únicas poblaciones conocidas de *O. glaber* en la región. La cuadrícula WH39 incluye el complejo de las Salinas de Pinilla, cuya laguna sustenta una de las dos poblaciones conocidas de *O. irenae*. La otra se localiza en la Laguna de Alboraj, en la cuadrícula XH17.

Las diez especies de coleópteros acuáticos con vulnerabilidad regional alta deberían incluirse en una lista roja de los invertebrados amenazados de la provincia de Albacete. De igual forma, se propone la inclusión de las mismas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha (Decreto 33/1998, de 5-5-98, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha y Ley 9/1999 de 26 de Mayo de Conservación de la Naturaleza), por cuanto que las poblaciones de algunas de las mismas en Albacete son las únicas conocidas de la comunidad autónoma de Castilla-La Mancha (con la salvedad de *Hydraena affusa* y *Ochthebius semotus*, citados también para Cuenca). *Ochthebius glaber* y *O. irenae* podrían incluirse en la categoría “Sensibles a la alteración de su hábitat”, por cuanto el hábitat de ambas especies (las ramblas hipersalinas y las lagunas, respectivamente) se encuentra en un grave proceso de regresión. Las especies *Ochthebius albacetinus*, *O. bellieri*, *Hydraena mecai*, *H. bolivari*, *Limnebius millani* y *L. hispanicus* podrían incorporarse a la categoría de “Vulnerables”.

Por otro lado, un 21% de las especies están incluidas en la clase de vulnerabilidad *media* (VR= 5-8). De entre ellas cabe destacar aquellas que se aproximan a la clase superior de vulnerabilidad (VR=8), pues aunque están incluidas en dicha clase, por la propia arbitrariedad de la división en clases, su nivel de vulnerabilidad les hace ser especies a tener en cuenta en las medidas de conservación de especies y hábitats. Entre ellas se encuentran tres especies de distribución iberoeuropea (*Gyrinus suffriani*, *Hydaticus seminiger* y *Coelostoma orbiculare*), que son especies muy raras en la provincia de Albacete. Las dos primeras son, además, especies raras en la Península Ibérica, y posiblemente se encuentran en la zona de estudio en el límite de su distribución meridional (Millán *et al.*, 2002) pues las capturas en Albacete representan la cita más meridional de estas especies, que aparecen en ambientes leníticos tales como lagunas cársticas y pozas. Por otro lado, *Graptodytes castilianus*, *Helophorus bameuli*, son especies endémicas de la Península y raras en la zona de estudio. Otras especies de interés son *Enochrus falcaarius*, especie disyunta de tipo mediterráneo, y *Ochthebius tacapasensis baeticus*, endemismo de Sudeste ibérico, ambas raras y con hábitats amenazados en la provincia.

Las 155 especies restantes, que se agrupan en la clase de vulnerabilidad baja, suponen el 74% del total de especies. Este dato, es decir, el que la mayor parte de las especies no presenten un grado de vulnerabilidad o amenaza relevante nos está indicando que, en general, el grado de alteración de los ecosistemas acuáticos de la provincia de Albacete aún no es muy elevado, al menos en aquellos hábitats mayoritarios y más ricos en especies: los arro-

yos de cabecera y vega media, lo que coincide con el análisis del valor de amenaza de estos hábitats (ver Tabla 5.3). Caso bien distinto es el de otros hábitats, como las lagunas endorreicas, las ramblas y los ríos no encauzados, que ocupan muchas de las especies con vulnerabilidad media (que son el 21% del total), y que son los que más impactos padecen (ver Tabla 5.3). La desaparición de especies, incluso a escala local, es un indicador de la mala salud e integridad de estos ecosistemas. Por ello, los valores de vulnerabilidad de estas especies reflejan un grave proceso de degradación ambiental, relacionado directamente con la pérdida de hábitat.

Del análisis de la vulnerabilidad a escala nacional e internacional de las especies de distribución general más restringida, presentes en la provincia de Albacete (aquellas cuya extensión de su presencia no excede el Sudeste ibérico y en algunos casos también el SO), se desprende que, nuevamente, la familia Hydraenidae acapara las especies más amenazadas, quizá como consecuencia de la alta diversidad taxonómica de la misma: *Ochthebius irenae*, *O. albacetinus*, *O. glaber* e *Hydraena mecai*. Todas ellas pertenecen también a la clase de vulnerabilidad alta a escala regional, y las tres primeras aparecían además entre las más vulnerables a dicha escala. *Hydraena mecai* es una especie descrita hace pocos años (Millán & Aguilera, 2000). Por ello, aunque es muy rara, pues sólo se ha capturado en su localidad tipo, y siempre en bajo número, es arriesgado aún aventurarse a asignarle un grado de vulnerabilidad concreto. Por otro lado, el estudio de las citas de las otras tres especies adscritas a la clase *alta* de vulnerabilidad nacional (VN) aconseja su inclusión en el Catálogo Nacional de especies Amenazadas (artículo 29 de la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Fauna y Flora silvestres y Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, regulador del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas).

Entre estas especies, *O. glaber* y *O. irenae* son buenas candidatas a incorporar en la Lista Roja de la IUCN por cumplir los requisitos de especies vulnerables: el área de ocupación de ambas no supera los 2.000 km² y su distribución se encuentra fragmentada o no existen en más de 10 localidades. De hecho, el área de ocupación de *O. glaber*, estimada a partir de cuadrículas ocupadas de 10x10 km, puede estar en torno a los 800 km², mientras que la de *O. irenae* no supera los 200 km². *O. glaber* presenta cinco poblaciones o aparece en cinco zonas aisladas de la Península Ibérica: Albacete, Murcia, Córdoba, Alicante y Jaén; y *O. irenae* aparece sólo en dos localidades de la provincia de Albacete. Además, la calidad del hábitat de ambas especies, como ya hemos comentado, se encuentra en disminución continua. De acuerdo a todo lo anterior, se propone la inclusión de ambas en la Lista Roja de la IUCN en la categoría “Vulnerable” de acuerdo al criterio B2 (área

de ocupación estimada menor de 2.000 km²) y a los subcriterios *a* (severamente fragmentada o se sabe que no existe en más de 10 localidades) y *b(iii)* (disminución continua, observada, inferida o proyectada en área, extensión y/o calidad del hábitat) (IUCN, 2001). Enunciado según las directrices de la IUCN (2001): *VU B2ab(iii)*.

En cualquier caso, la protección de las especies de la familia Hydraenidae y en particular del género *Ochthebius*, como grupo, puede ser una estrategia adecuada de conservación de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos de la provincia, por cuanto que estos niveles taxonómicos incorporan el mayor número de especies vulnerables, no sólo a escala regional, sino en algunos casos a escala nacional e internacional. Además, la protección del género, como conjunto de especies de alto valor, puede salvar el problema derivado de la difícil identificación de estos taxones a nivel de especie, pues su reconocimiento a nivel de género es relativamente sencillo para no especialistas. Esto es especialmente importante si tenemos en cuenta que la inclusión en listas rojas de especies poco conspicuas como las mencionadas es de dudosa utilidad, ya que en general no es posible aplicar medidas de protección dirigidas a ellas (Ribera, 2000).

Categorización de las áreas y selección de áreas prioritarias de conservación

Existe una alta similitud entre las selecciones que arrojan los distintos métodos empleados. De hecho, algunos de ellos ofrecen idénticas selecciones de áreas. Éste es el caso de las áreas de máxima riqueza, las áreas de máxima rareza y las diez cuadrículas con los mayores valores del índice IC. En cualquier caso, gran parte de las cuadrículas aparecen una y otra vez entre las 10 mejores de cada uno de ellos. Por ello, el número total de cuadrículas seleccionadas por el conjunto de los siete métodos aplicados es tan sólo de 16. Esto parece deberse a que, a pesar de la variedad de los ecosistemas acuáticos de la provincia de Albacete, la mayor parte de la riqueza de especies de coleópteros acuáticos se concentra en unos pocos sistemas: arroyos de cabecera y vega media, lagunas (ya sean de origen cárstico o endorreico) y pozas y charcas (ver Tabla 5.1). Además, hay que añadir la circunstancia de que en un mismo sistema o una misma cuadrícula (WH58, WH59, XJ20, WH39, WJ10, XJ35) se incluyan distintos hábitats, en áreas de gran heterogeneidad ambiental, que tiene como consecuencia altos niveles de riqueza de especies (Cellot *et al.*, 1994; Townsend *et al.*, 1997). Así ocurre en los complejos en los que coinciden ambientes lóticos (generalmente arroyos) y leníticos (lagunas y charcas), por un lado, y ambientes dulces (lagunas cár-

ticas y arroyos) y salinos (generalmente ramblas, lagunas endorreicas y salinas), por otro. Este es el caso de sistemas como el complejo lagunar del Río Arquillo, el complejo de Pétrola, el complejo de Ojos de Villaverde, o el de las lagunas de Ruidera.

No obstante, otras cuadrículas son más homogéneas en cuanto a los hábitats que engloban. Es el caso de las situadas en el SO de la provincia, enclavadas fundamentalmente en la Sierra de Alcaraz, y que recogen casi exclusivamente arroyos de cabecera, arroyos de vega media y fuentes. Algunas de estas cuadrículas (WH56, WH45, WH54, WH46 y WH57) son seleccionadas por la mayoría de los métodos aplicados, mientras que otras aparecen en las selecciones de algunos de ellos (WH66, WH67 y WH44). Una explicación a esto puede estar en la coincidencia de dos hechos: los arroyos son los hábitats más ricos en especies (ver Tabla 5.1), por un lado, y por otro que son sistemas con un alto grado de naturalidad (ver Tabla 5.3).

Los diferentes métodos de selección de áreas prioritarias de conservación aplicados a los datos de coleópteros acuáticos mostraron un nivel de eficacia muy parecido en la representación de los distintos objetivos de conservación (máximo número de especies, especies de rango restringido a escala regional, especies vulnerables y endemismos ibéricos). A pesar de ello, el método de selección de áreas complementarias se revela como el más eficaz para todos los criterios considerados. De hecho, la superioridad de los algoritmos iterativos frente a los “hotspots” de riqueza o rareza a la hora de representar en una red de áreas el mayor número de atributos-objetivo (ya sean especies, especies raras, vulnerables, etc.) ha sido puesta de manifiesto en diversos trabajos (Kershaw *et al.*, 1994; Williams *et al.*, 1996; Araujo, 1998).

La utilización de algoritmos iterativos de complementariedad presenta la ventaja adicional de la flexibilidad en el proceso de selección, de forma que pueden incluirse en el conjunto de reglas otros criterios como la proximidad de otras áreas ya protegidas, el carácter irremplazable de algunas de las áreas, etc. (Margules *et al.*, 2002). Además, ofrecen la posibilidad de obtener múltiples redes de áreas como solución al mismo problema de representar, al menos en una de las áreas de la red obtenida, el mayor número de especies (Williams *et al.*, 1997). Aunque en el presente trabajo se han utilizado las especies de un grupo indicador de biodiversidad, pueden obtenerse áreas complementarias para otras medidas de biodiversidad como diversidad filogenética, riqueza de taxones más altos, clases de vegetación, etcétera. No obstante, es obvio que una única representación de la especie no refleja toda la variabilidad intraespecífica y tampoco asegura la viabili-

dad de las especies en el área de estudio (Williams *et al.*, 1997). Debe tenerse en cuenta, por último, que si bien los algoritmos iterativos ayudan a la hora de configurar una representación de la biodiversidad en una red de espacios naturales, no ofrecen solución para establecer la forma ni el área que deben tener los mismos.

Dejando a un lado las áreas complementarias, existen algunas diferencias entre el resto de métodos empleados que es importante destacar. En primer lugar, el índice de biodiversidad (IB) aglutina en su selección la máxima riqueza de especies, por un lado, y el mayor número de especies vulnerables, por otro. Por ello, la rareza de las especies (expresada como la inversa del número de cuadrículas ocupadas) y la vulnerabilidad, parecen ser los criterios más apropiados a considerar de forma conjunta cuando el método utilizado es un índice combinado. Este hecho ha sido evidenciado en otros estudios (De la Montaña & Rey, 2002). Por otro lado, el índice RQF (Eyre & Rushton, 1989), es el más eficaz en representar especies de rango restringido y endemismos ibéricos, lo que puede explicarse por la utilización de una escala geométrica para asignar las puntuaciones de rareza y por el factor de asociación de rareza que incorpora.

Las áreas complementarias obtenidas, consideradas como prioritarias para la conservación de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos, se concentran en tres zonas: el Suroeste, el eje central, y el Noroeste de la provincia. Entre las primeras (HW45, WH54, WH56 y WH66) localizadas en la Sierra de Alcaraz y el Calar del Mundo, se incluyen casi exclusivamente hábitats acuáticos de montaña, tales como arroyos (ya sean de cabecera o de vega media) y fuentes. Los principales enclaves incluidos en estas áreas son el Arroyo de Fuenfría, el Río Endrinales, el Arroyo del Quejigal, el Río de las Hoyas, el Arroyo de la Puerta o el Arroyo de las Ánimas, y el tramo alto-medio de los ríos Mundo y Tus.

Las áreas que se distribuyen a lo largo del eje central de la provincia están formadas por complejos de una alta heterogeneidad ambiental, en los que se incluyen, en una misma cuadrícula, lagunas (ya sean de origen cárstico o endorreico), arroyos, charcas y/o otros sistemas como canales o cubetas salineras (Tabla 5.9). Estos complejos son las lagunas de Ruidera (WJ10), el complejo de las Salinas de Pinilla (WH39), el complejo lagunar del río Arquillo (WH58), el complejo de la Laguna de los Ojos de Villaverde (WH59) y el complejo de la Laguna de Pétrola (XJ20).

Por último, en el Noreste de la provincia se sitúa la cuadrícula XJ45, en la que se incluyen, además de un tramo de las hoces del Río Cabriel, diversos sistemas de aguas hipersalinas que drenan a este río, tales como el Arroyo de las Salinas y los Baños del Cuco.

Consideradas en conjunto, la red de áreas identificadas como prioritarias incluye casi la totalidad de los hábitats estudiados (sólo quedan fuera hábitats fuertemente antropizados como los embalses y los tramos de ríos influidos por éstos). Incluyen, además, la mayoría de las áreas de máxima riqueza y rareza (*hotspots de riqueza y hotspots de rareza*), pero además incorpora otras áreas más pobres en especies pero con una alta singularidad, como son los ambientes hipersalinos (cuadrícula XJ45). Recoge así la mayoría de las especies de coleópteros acuáticos de la provincia (200 de 209) y, además, casi la totalidad de las especies de mayor vulnerabilidad (sólo queda fuera *H. bolivari*), de especies de rango restringido (26 de 31) y de endemismos ibéricos (31 de 33). Por ello, si asumimos que los coleópteros acuáticos son buenos indicadores de biodiversidad, como todo parece indicar, las áreas complementarias obtenidas recogen la mayor parte de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos de la provincia.

Por otro lado, la actual Red de Áreas Protegidas de Castilla-La Mancha en Albacete deja sin proteger algunas de las áreas consideradas como prioritarias, bien porque la superficie de estas últimas no coincide, ni siquiera parcialmente, con ningún espacio con figura de protección, o bien porque esta coincidencia es insuficiente. En el primer grupo se encuentran las cuadrículas WH39 y XJ45, cuya superficie se encuentra totalmente desprotegida legalmente y en las que se incluyen sistemas acuáticos tan importantes como el complejo de las Salinas de Pinilla (Millán *et al.*, 2001b) y las hoces del Río Cabriel (con los ambientes hipersalinos ya mencionados), respectivamente. En el segundo grupo se encuentran las cuadrículas WH56 y WH66, cuya superficie coincide en una proporción muy baja (prácticamente nula) con el espacio “Calares y Cabeceras de los ríos Mundo, Tus y Guadalimar”, cuyo Plan de Ordenación de los Recursos Naturales se encuentra en proceso de aprobación (acuerdo de 19-12-2000: DOCM, 19 de enero de 2001). En este caso, si bien se encuentra incluido parte del tramo alto-medio del Río Mundo (en realidad el eje del río hace de límite por su extremo Norte), quedan sin protección los numerosos arroyos de cabecera que aparecen incluidos en ambas cuadrículas y que atesoran una elevada riqueza de especies, de especies de rango restringido y de endemismos ibéricos.

También es importante destacar que los PORN de la Laguna de los Ojos de Villaverde y de la Laguna Salada de Pétrola son sólo un proyecto aún, por cuanto que únicamente se ha iniciado el expediente para su aprobación junto con el de otros 26 humedales de Castilla-La Mancha (Orden de 12 de Junio de 1996: DOCM, 21-6-1996). Por tanto, si bien ambos espacios se incorporarán a la Red de Áreas Protegidas, como establece la Ley de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha, en la actua-

lidad aún carecen de figura alguna de protección.

La incorporación a la Red de Áreas Protegidas de los espacios propuestos como Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) y/o como Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs) tapaná todos los vacíos de la actual Red de Áreas Protegidas. De hecho todas las áreas prioritarias coinciden, al menos parcialmente, con alguno de los espacios a incorporar en la Red Natura. Por ello, puede considerarse como acertada, al menos en lo referente a los sistemas acuáticos incluidos, la propuesta de LICs y ZEPAs para la provincia de Albacete, por cuanto, por sí sola, protege la totalidad de estas áreas. Además, dentro de algunos de los espacios designados como LICs quedarán protegidos otros muchos sistemas de alto interés de conservación como los tramos de los ríos Segura y Mundo a su paso por la provincia. Además, la suma de ambos conjuntos de espacios, es decir, de la actual Red de Áreas Protegidas y la propuesta de Red Natura 2000, incrementa considerablemente la superficie protegida dentro de cada una de las cuadrículas consideradas como prioritarias.

Por último, es importante señalar la utilidad de los coleópteros acuáticos en la identificación de áreas prioritarias de conservación. Por un lado, y como ya se ha señalado, este grupo cumple todos los requisitos de un buen indicador de biodiversidad y, por otro, las áreas de interés identificadas a partir de sus patrones de diversidad, rareza y vulnerabilidad coinciden con redes de áreas protegidas diseñadas a partir de otros criterios (algunos de ellos basados en otros taxones habitualmente utilizados, como plantas y aves), como es el caso de la Red Natura 2000. Por tanto, los coleópteros acuáticos parecen ser una herramienta, además de útil, sencilla y económica para la selección de áreas de máxima biodiversidad, y pueden suponer un complemento importante a otros grupos utilizados más habitualmente en el diseño de redes de reservas. No obstante, se requieren estudios más detallados encaminados a evaluar el grado de correlación existente entre los patrones de diversidad, rareza y vulnerabilidad de este grupo con los de otros taxones de ecosistemas acuáticos.

7. CONCLUSIONES

Las especies con mayor vulnerabilidad a escala regional son *Ochthebius irenae*, *O. albacetus*, *O. glaber*, *Hydraena mecai*, *H. bolivari*, *Limnebius millani*, *L. hispanicus*, *O. bellieri*, *H. affusa* y *O. semotus*. Su protección pasa por conservar, principalmente, los arroyos, las lagunas y los ambientes hipersalinos de la provincia. Además, se propone incorporar todas ellas a listas rojas de fauna amenazada de Albacete, y las ocho primeras al Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha.

Las especies más vulnerables a escala nacional e internacional son *Ochthebius irenae*, *O. albacetus*, *O. glaber* e *Hydraena mecai*. Se propone incorporar las tres primeras al Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, así como *O. glaber* y *O. irenae* a la Lista Roja de la IUCN en la categoría “vulnerable” de acuerdo al criterio B2 y a los subcriterios a y b(iii).

La protección de las especies de la familia Hydraenidae y en particular del género *Ochthebius*, puede ser una estrategia adecuada de conservación de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos de la provincia, ya que estos niveles taxonómicos incorporan el mayor número de especies en peligro de desaparición.

El algoritmo iterativo de selección de áreas, basado en el principio de la complementariedad, ofrece la selección de áreas más eficaz a la hora de representar el máximo número de atributos-objetivo (especies, especies de rango restringido, especies vulnerables y endemismos ibéricos), y por tanto en recoger la mayor cantidad de biodiversidad.

Las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos de la provincia de Albacete se localizan en el SO (HW45, WH54, WH56 y WH66), NE (XJ45) y eje central (WJ10, WH39, WH58, WH59 y XJ20) de la misma. Los principales sistemas acuáticos incluidos

en estas áreas son los arroyos de cabecera y vega media de la Sierra de Alcaraz, los complejos de las lagunas de Ruidera, las Salinas de Pinilla, el Arquillo, la Laguna de los Ojos de Villaverde y la Laguna de Pétrola, así como las hoces del Río Cabriel y los sistemas de aguas hipersalinas asociados a éstas.

La actual Red de Áreas Protegidas de la provincia de Albacete deja sin proteger algunas de las áreas consideradas como prioritarias. Sin embargo, la incorporación futura a esta red de los espacios propuestos como LICs y ZEPAs para la Red Natura 2000, supondrá la protección de las diez áreas de mayor biodiversidad de los ecosistemas acuáticos de la provincia.

Los coleópteros acuáticos son una herramienta, además de útil, sencilla y económica para la identificación de áreas prioritarias de conservación, pues los patrones de diversidad, rareza y amenaza de este grupo de organismos están, aparentemente, fuertemente correlacionados con los de otros organismos utilizados habitualmente en la designación de espacios protegidos, como vertebrados o plantas.

8. BIBLIOGRAFÍA

Andersen, A.N. 1997. Using Ants as bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology. *Conservation Ecology* [online] 1(1): 8. Diversity research.

Araujo, M.B. 1998. Avaliação da biodiversidade em conservação. *Silva Lusitana*, 6(1): 19-40.

Araujo, M.B. 1999. Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distributions* , 5: 151-163.

Araujo, M.B. & Williams, P.H. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96: 331-345.

Arita, H.T., Robinson, J.G. & Redford, K.H. 1990. Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology*, 4: 181-192.

Balfour-Browne. 1978. Studies on the Hydraenidae (Coleoptera) of the Iberian Peninsula. *Ciências Biológicas*, 4: 53-107.

Bournaud, M., Richoux, P. & Usseglio-Polaterra, P. 1992. An approach to the synthesis of qualitative ecological information from aquatic coleoptera communities. *Regulated Rivers: Research & Management*, 7: 165-180.

Cabeza, M. & Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(5): 242-248.

Castro, A. 1997. Coleópteros acuáticos del sur de Córdoba (España) (*Haliplidae*, *Gyrinidae*, *Noteridae*, *Dytiscidae*, *Hydraenidae*, *Hydrochidae*, *Helophoridae*, *Hydrophilidae*, *Dryopidae* y *Elmidae*). *Zoologica Baetica*, 8: 49-64.

Castro, A. 1999. Nuevos datos faunísticos sobre Hydraenidae Mulsant, 1844 (Coleoptera) de Andalucía (Sur de España). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 23(1-2): 334-336.

Ceballos, G. & Navarro, D. (1991) Diversity and conservation of Mexican mammals. En: Mares, M.M. & Schmidly, D.J. (Eds) *Latin American Mammalogy*: 167-198. University of Oklahoma Press, London.

Cellot, B., Dole-Olivier, M.J., Bornette, G. & Pautou, G. 1994. Temporal and spatial environmental variability in the Upper Rhône river and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 311-325.

Cofré, H. & Marquet, P.A. (1998) Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biological Conservation* 88: 1-16.

Crisp, M.D., Laffan, S., Linder, H.P. & Monro, A. 2001. Endemisms in the Australian flora. *Journal of Biogeography*, 28(2): 183-198.

De la Montaña, E. & Benayas, J.M. 2002. ¿Coinciden los espacios naturales protegidos con las áreas relevantes de diversidad de herpetofauna en España peninsular y Baleares? *Ecosistemas*, 2002/2. (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion2.htm>)

Delgado, J.A. & Soler, A.G. 1991. A new species of aquatic beetle of the genus *Hydraena* (Subgenus *Haenydra*) from the Iberian Peninsula (Coleoptera: Hydraenidae). *Aquatic Insects*, 13: 217-222.

Delgado, J.A. & Soler, A.G. 1997. El género *Ochthebius* Leach, 1815 en la cuenca del río Segura (Coleoptera: Hydraenidae). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 21 (1-2): 1997: 73-87.

Delgado, J.A., Millán, A. & Soler, A.G. 1992. El género *Hydraena* Kugelann, 1794 en la cuenca del río Segura. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 16: 71-81.

Disney, R.H.L. 1986. Inventory surveys of insect faunas: discussion of a particular attempt. *Antenna*, 10: 112-116.

Dony, J.G. & Delholm, I. 1985. Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *Journal of Applied Ecology*, 23: 111-135.

d'Orchymont. 1936. Les *Hydraena* de la Péninsule Ibérique. *Bulletin du Musée Royal d'Histoire Naturelle Belgique*, 2^a sec. Fasc. 6: 1-22.

d'Orchymont. 1941. Palpicornia (Coleoptera). Notes diverses et espèces nouvelles I. *Bulletin du Musée Royal d'Histoire Naturelle Belgique*, XVII, 1: 1-23.

Eyre, M.D., 1996. Observations on invertebrates, monitoring, surveillance and conservation. En: Eyre, M.D. (Ed.) *Environmental Monitoring, Surveillance and Conservation Using invertebrates*: 97-101. EMS Publications. Newcastle Upon Tyne.

Eyre, M.D. & Rushton, S.P. 1989. Quantification of conservation criteria using invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 26: 159-71.

Fery, H. & Brancucci, M. 1987. The costate species of the genus *Deronectes* Sharp (col. Dytiscidae). *Bulletin de la Société Entomologique Suisse*, 60: 63-72.

Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 60: 17-34.

Foster, G.N. 1987. The use of Coleoptera records in assessing the conservation status of wetlands. En: Luff, M. (Ed.) *The use of invertebrate community data in environmental assessment*: 8-18. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne.

Foster, G.N. 1996. Beetles as indicators of wetland conservation quality. En: Eyre, M.D. (Ed.) *Environmental Monitoring, Surveillance and Conservation Using invertebrates*: 33-35. EMS Publications. Newcastle Upon Tyne.

Gagneur, J. 1987. Sur la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques en Algérie. *T.S.M.-l'Eau*, 82(5): 209-212.

- Garson, J., A. Aggarwal & S. Sarkar. 2002. Birds as Surrogates for Biodiversity: An Analysis of a Data Set from Southern Québec. *Journal of BioSciences*, 27(No.4, Suppl. 2): 347-360.
- Gaston, K.J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall. London.
- Gibbs, J.P.2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 14: 314-317.
- Glandstone, W. 2002. The potential value of indicator group in the selection of marine reserves. *Biological Conservation*, 104: 211-220.
- González-Barberá, G. 1999. *Selección de espacios naturales protegidos: marco e instrumentos metodológicos en el análisis de alternativas*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia. Inédita
- Halfpfer, G, Moreno, C. E. & Pineda E. O. 2001. *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. M&T- Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza .
- Hilty, J. & Merenlender, A. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185-197.
- Hull, H.E., Freitag, S., Chown, S.L. & Bellamy, C.L. 1998. Identification and evaluation of priority conservation areas for Buprestidae (Coleoptera) in South Africa, Lesotho, Swaziland and Namibia. *African Entomology*, 6: 265-274.
- Humphries, C. J., Williams, P. H. & Vane-Wright, R. I.. 1995. Measuring biodiversity value for conservation. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 26: 93-111.
- Ienistea, M.A. 1978. Hydraenidae. En: ILLIES, J. (Ed.) *Limnofauna Europaea*: 303-314. Fischer. Berlin.
- IUCN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

Jäch, M. A. 1990. Revision of the Palearctic species of the genus *Ochthebius* Leach V. The subgenus *Asiobates* (Coleoptera: Hydraenidae). *Koleopterologische Rundschau*, 60: 37-105.

Jäch, M. A. 1997. Revision of the Palearctic species of the genus *Ochthebius* Leach XIV. Additional notes on the *O. punctatus* group, with description of two new species (Coleoptera: Hydraenidae). *Koleopterologische Rundschau*, 67: 177-180.

Jäch, M. A. 2001. Revision of the palearctic species of the genus *Ochthebius* XVIII. The European species of the *O. semisericeus* complex (Coleoptera: Hydraenidae). *Entomological problems*, 32 (1): 45-53.

Kattan, G.H. 1992. Rareza y vulnerabilidad: the birds of the Cordillera Central of Colombia. *Conservation Biology*, 6: 64-70.

Kershaw, M., Williams, P.H. & Mace, G.M. 1994. Conservation of tropical antelopes: consequences and efficiency of using different site selection methods and diversity criteria. *Biodiversity and Conservation*, 3: 354-372.

Kirkpatrick, J.B. 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biological Conservation*, 25: 127-134.

Lagar, A. & Fresneda, J. 1990. Notas faunísticas y taxonómicas sobre Hydraenidae (Coleo Palpicornia) de la Península Ibérica: descripción de nuevas *Hydraena* ibéricas. *Bulletin de l'Institut des Sciences Naturelles de Belgique.*, 60: 149-160.

Linder, 2001. Plant diversity and endemism in sub-Saharan tropical Africa. *Journal of Biogeography*, 28(2): 169-182.

Mace, G.M. & Lande, R. 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology*, 5: 148-157.

Margules, C.R. & Usher, M.B. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation*, 21: 79-109.

Margules, C.R., Nicholls, A.O. & Pressey, R.L. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation*, 43: 63-76.

Margules, C.R., Pressey, R.L., & Williams, P.H. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences (Suppl. 2)*, 27: 309-326.

Martín-Piera, F. 1997. Apuntes sobre Biodiversidad y Conservación de Insectos: Dilemas, Ficciones y ¿Soluciones? *Boletín de Entomología Aragonesa*, 20: 25-55.

Mickevich, M.F. & Platnick, N.I. 1989. On the information content of classifications. *Cladistics*, 5: 33-47.

Millán, A. 1991. *Los Coleópteros Hydradephaga (Halipidae, Gyrinidae, Noteridae y Dytiscidae) de la cuenca del río Segura (SE de la península Ibérica)*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia. Inédita.

Millán, A. & Aguilera, P. 2000. A new species of *Hydraena* Kugelann from the spring of Fuenfría (Segura basin, SE Spain), a site of special conservation interest (Coleoptera: Hydraenidae). *Koleopterologische Rundschau*, 70: 61-64.

Millán, A., Moreno, J. L. & Velasco, J. 1997. Coleópteros y heterópteros acuáticos del Complejo Lagunar del Río Arquillo (Albacete). *Al-Basit. Revista de Estudios albacetenses*, 40: 29-69.

Millán, A., Moreno, J. L. & Velasco, J. 2001a. Estudio faunístico y ecológico de los coleópteros y heterópteros acuáticos de las lagunas de Albacete (Alboraj, Los Patos, Ojos de Villaverde, Ontalafía y Pétrola). *Sabuco*, 1: 43-94.

Millán, A., Moreno, J. L. & Velasco, J. 2001b. Estudio faunístico y ecológico de los coleópteros y heterópteros acuáticos de las lagunas y humedales de Albacete (Lagunas de Ruidera, Salinas de Pinilla, Laguna del Saladar, Laguna del Salobralejo, Lagunas de Corral Rubio, Fuente de Isso y Fuente de Agua Ramos). *Sabuco*, 2: 167-214.

Millán, A., Moreno, J. L. & Velasco, J. 2002. *Los coleópteros y heterópteros acuáticos y semiacuáticos de la provincia de Albacete*. Catálogo faunístico y estudio ecológico. Instituto de Estudios Albacetenses.

Millsap, B.A., Gore, J.A., Runde, D.E. & Cerulean, S.I. 1990. Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. *Wildlife Monographs*, 111: 1-57.

Montes, C. & Soler, A. G. 1988. A new species of the Genus *Ochthebius* (Subgenus *Calobius*) (Coleoptera: Hydraenidae) from Iberian hypersaline waters. *Aquatic Insects*, 10 (1): 43-47.

Moreno, C.M. 2000. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza.

Moreno, J. L., Millán, A., Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Velasco, J. 1997. Aquatic Coleoptera and Heteroptera assemblages in waterbodies from ephemeral coastal streams (“ramblas”) of south-eastern Spain. *Archiv fur Hydrobiologie*, 141: 93-107.

Moreno, J.L., Suárez, M.L. & Vidal-Abarca, M.R. 1996. Valor ecológico de las ramblas como ecosistemas acuáticos singulares. *Tomo extraordinario. 125 aniversario de la Real Sociedad Española de Historia Natural*: 411-416. Madrid.

Munton, P. 1987. Concept of threat of the survival of species used in red data books and similar compilations. En Fitter, R. & Fitter, M. (Eds.) *The road to extinction*: 71-111, IUCN, Gland, Suiza.

Myers, N. (1988) Threatened biotas: ‘hot-spots’ in tropical forests. *The Environmentalist*, 8, 187-208.

Myer, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

Noos, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4: 355-364.

Nores, C. & García Alvarez, E. 2000. Índice de valoración del territorio basado en la acumulación de especies amenazadas. *Naturalia Cantabricae*, 1: 63-66

Palmer, M.A. 1999. The application of biogeographical zonation and biodiversity assessment to the conservation of freshwater habitats in Great Britain. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 179-208.

Pearson, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 345: 75-79.

Pearson, D. L. & F. Cassola. 1992. World-wide Species Richness Patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and Conservation Studies. *Conservation Biology*, 6(3): 376-390.

Pharo, E. J., Beattie A. J., & Binns, D. 1999. Vascular plant diversity as a surrogate for bryophyte and lichen diversity. *Conservation Biology*, 13: 282-292.

Possingham, H.P., Ball, I. & Andelman, S. 2000. Mathematical methods identifying representative reserve networks. En Ferson, S. & Burgman, M. (Eds.) *Quantitative methods for conservation biology*: 291-305. Springer-Verlag, New York.

Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365: 335-337.

Pressey, R.L. & Nicholls, A.O. 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approach. *Biological conservation*, 50: 199-218.

Pressey, R.L., Possingham, H.P. & Margules, C.R. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation*, 76: 259-67.

Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology*, 43: 185-215, 410-432.

Primack, R., 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, M.A.

Rabinowitz, D., Cairns, S. & Dillon, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. En: Soulé, M. (Ed.) *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*: 182-204. Sinauer, Mass.

Ratcliffe, D.A. 1977. *A nature Conservation Review, vols. 1 and 2*. Cambridge University Press, Cambridge.

Rebelo, A.G. & Siegfried, W.R. 1992. Where should nature reserves be located in the Cape Floristic Region, South Africa? Models for the spatial configuration of a reserve network aimed at maximising the protection of floral diversity. *Conservation Biology*, 6: 243-252.

Reca, A., Ubeda, C. & Grigera, D. 1994. Conservación de la fauna de tetrápodos I. Un índice para su evaluación. *Mastozoología Neotropical*, 1: 17-28.

Reed, J.M., Mills, L.S., Dunning, J.B., Menges, E.S., McKelvey, K.S., Frye, R., Beissinger, S.R., Anstett, M. & Miller, P. 2002. Emerging issues in Population Viability Analysis. *Conservation Biology*, 16(1): 7-19.

Reyers, B. & Jaarsveld, A.S. 2000. Assessment techniques for biodiversity surrogates. *South African Journal of Science*, 96: 406-408.

Ribera, I. 2000. Biogeography and conservation of Iberian water beetles. *Biological Conservation*, 92: 131-150.

Ribera, I, Hernando, C. & Aguilera, P. 1998. An Annotated checklist of the Iberian water beetles (Coleoptera). *Zapateri*, 8: 43-111.

Ribera, I, Hernando, C. & Aguilera, P. 1999. *Hydrochus tariqi* sp.n. from south Spain (Coleoptera: Hydrochidae). *Koleopterologische Rundschau*, 69: 99-102.

Ribera, I. & Foster, G. 1993. Uso de Coleópteros acuáticos como indicadores biológicos (Coleoptera). *Elytron*, 6: 61-75.

Ribera, I., Hernando, C., Aguilera, P. & Millán, A. 1997. Especies poco conocidas o nuevas para la fauna ibérica de coleópteros acuáticos (Coleoptera: Dytiscidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Dryopidae). *Zapateri*, 7: 83-90

Richoux, P. 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic Coleoptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31 :377-395.

Ricketts, T.H., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. 2002. Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological Conservation*, 103: 361-370.

Rodríguez, A.S. & Gaston, K.J. 2002. Optimisation in reserve selection procedures- Why not?. *Biological Conservation*, 107: 123-129.

Rosenhauer, W.G. 1856. *Die thiere Andalusiens nach den resultaten einer Reise Zusammengestellt nebst den beschreibungen von 249 neuen oder bis jetzt noch unbeschriebenen Galtungen und Arten*. Erlangen.

Saetersdal, M., Line, J.M. & Birks, H.B. 1993. How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, Western Norway. *Biological Conservation*, 66: 131-138.

Sainz-Cantero, C.E. & Aceituno-Castro, E. 1997. Coleopterofauna acuática de las sierras de Tejada y Almirajara (Sur de España). II Polyphaga (Coleoptera, Dryopidae, Elmidae, Hydraenidae, Hydrochidae, Hydrophilidae)(1). *Nouvelle Revue d'Entomologie (N.S.)*, 14 (fasc. 2): 115-133.

Sainz-Cantero, C.E. & Alba-Tercedor, J. 1991. Los *Polyphaga* acuáticos de Sierra Nevada (Granada, España). (Coleoptera: Hydraenidae, Hydrophilidae, Elmidae, Dryopidae). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 15: 171-198.

Salazar, J., Yates, T. L., & Zalles, L. M. (1998). Diversidad y conservación de los mamíferos de Bolivia. En: Ceballos, G. & Simonetti, J. (Eds.) *Diversidad y Conservación de los Mamíferos de Latinoamérica*: 47-96. Centro de Ecología, México.

Sánchez-Fernández D., Abellán, P., Velasco, J. & Millán, A. Áreas prioritarias de conservación en la cuenca del río Segura utilizando los coleópteros acuáticos como indicadores. *Limnética*, (en prensa).

Sarkar, S., Aggarwal, A., Garson, J., Margules, C.R. & Zeidler, J. 2002. Place prioritization for biodiversity content. *Journal of Biosciences*. (Suppl. 2), 27: 339-346.

Sluys, R. 1999. Global diversity of land planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola): a new indicator-taxon in biodiversity and conservation studies. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1663-1681.

Solbrig, O.T. 1991. *Biodiversity. A review of the scientific issues and a proposal for a collaborative program of research*. MAB Digest 9, UNESCO.

Soulé, M.E. 1983. What do we really know about extinction? En: Schonewald-Cox, C.M., Chambers, S.M., McBryde, B. & Thomas, L. (Eds.) *Genetic and Conservation: A Reference for managing Wild Animals and Plants Populations*: 111-124. Benjamin/Cummings, Meulo Parck, CA.

Spellerberg, I.F. 1992. *Evaluation and assessment for Conservation. Ecological guidelines for determining priorities for nature conservation*. Chapman & Hall, London.

Sutherland, W.J. 2000. *The conservation Handbook. Research, management and policy*. Blackwell Science. Cambridge.

Townsend, C.R., Doledec, S. & Scarsbrook, M.R. 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat template theory. *Freshwater Biology*, 37: 367-387.

Turpie, J.K. 1995. Prioritising South African estuaries for conservation: a practical example using waterbirds. *Biological Conservation*, 74: 174-185.

Turpie, J.K., Beckley, L.E. & Kauta, S.M. 2000. Biogeography and the selection of priority areas for conservation of South African coastal fishes. *Biological Conservation*, 92: 59-72.

Usher, M.B. 1986. Wildlife conservation evaluation: attributes, criteria and values. En: Usher, M.B. (Ed.) *Wildlife Conservation Evaluation*: 3-44. Chapman and Hall, London.

Valladares, L. F. & Montes, C. 1991. *Lista Faunística y Bibliográfica de los Hydraenidae (Coleoptera) de la Península Ibérica*. Asociación Española de Limnología, Listas de la Flora y Fauna de las Aguas Continentales de la Península Ibérica nº 10, Madrid.

Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J. & Williams, P.H. 1991. What to protect? Systematics and the Agony of Choice. *Biological Conservation*, 55: 235-254.

Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L. & Ramírez-Díaz, L. 2000. Tipo funcional de humedal: ramblas/wadis. En: Monillo, C. & González, J.L. (Eds) *Management of Mediterranean Wetlands*. Tomo III: 17-38. Madrid.

WCWC (world Conservation Monitoring Centre). 1992. *Global Biodiversity: Status of the Earth's living resources*. Chapman & Hall, Londres, UK.

Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30: 279-338.

Williams, G. 1980. An index for ranking of wildfowl habitats, as applied to eleven sites in west Surrey, England. *Biological Conservation*, 18: 93-99.

Williams, P.H. 1996. Measuring biodiversity value. *World Conservation*, 1: 12-14.

Williams, P. H. & Humphries, C. J., 1996. Comparing character diversity among biotas. En: Gaston, K. J. (Ed.) *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference*: 54-76. Blackwell Science Ltd. Oxford.

Williams, P., Gibbons, D.W., Margules, C.R., Rebelo, A., Humphries, C.J. & Pressey, R.L. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conservation diversity of british birds. *Conservation Biology*, 10 (1): 155-174.

Williams, P.H., Vane-Wright, R.I., Humphries, C., Kitching, I., Lees, D., Araujo, M. & Gaston, K. 1997. Biodiversity. Measuring the variety of Nature & Selecting priority Areas for Conservation. Copyright © "The Natural History Museum Web Site": <http://www.nhm.ac.uk/science/projects/worldmap>

ANEXOS

Anexo 1. Lista de especies por familias de coleópteros acuáticos de la provincia de Albacete. *DG*: distribución general (*T*: transibérica; *IE*: iberoeuropea; *IA*: iberoafricana; *DM*: disyunción mediterránea; *X*: endemismo ibérico); *TE*: tipo de endemismo (*NE*: no estricto; *G*: general; *SE*: del Sudeste ibérico; *Ex*: exclusivo); *Hábitats*: hábitats tipo en los que ha sido encontrada en la zona de estudio; *Nº C*: número de cuadrículas que ocupa en la provincia de Albacete.

Nº	Especie	DG	TE	Hábitats	Nº C
GYRINIDAE					
1	<i>Gyrinus (Gyrinus) caspius</i> Ménétries, 1832	T		2, 3, 6, 13	5
2	<i>Gyrinus (Gyrinus) dejeani</i> Brullé, 1832	T		1, 2, 3, 7, 12, 13	12
3	<i>Gyrinus (Gyrinus) distinctus</i> Aubé, 1836	T		1, 2	5
4	<i>Gyrinus (Gyrinus) substriatus</i> Stephens, 1829	T		2	1
5	<i>Gyrinus (Gyrinus) suffriani</i> Scriba, 1855	IE		11	1
6	<i>Gyrinus (Gyrinus) urinator</i> Illiger, 1807	T		1, 2, 3, 6, 7, 11, 13	9
7	<i>Aulonogyrus striatus</i> (Fabricius, 1792)	T		1, 2, 3, 4, 6	12
8	<i>Orectochilus villosus</i> (Müller, 1776)	T		1, 2, 3, 8	19
HALIPLIDAE					
9	<i>Peltodytes rotundatus</i> (Aubé, 1836)	T		1, 2, 3, 4, 11, 13	8
10	<i>Haliphus (Haliplidius) obliquus</i> (Fabricius, 1787)	T		1, 2, 7, 11	5
11	<i>Haliphus (Neohaliphus) lineatocollis</i> (Marshall, 1802)	T		1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13	34
12	<i>Haliphus (Liaphlus) andalusicus</i> Wehncke, 1874	T		2, 13	3
13	<i>Haliphus (Liaphlus) guttatus</i> Aubé, 1836	T		2, 13	2
14	<i>Haliphus (Liaphlus) mucronatus</i> Stephens, 1832	T		1, 2, 3, 4, 7, 11	20

Nº	Especie	DG	TE	Hábitats	Nº C
NOTERIDAE					
15	<i>Noterus laevis</i> Sturm, 1834		T	1, 2, 7, 10, 11, 12, 13	11
HYGROBIIDAE					
16	<i>Hygrobia hermanni</i> (Fabricius, 1775)		T	1, 7, 13	3
DYTISCIDAE					
17	<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)		T	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 11, 13	34
18	<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)		T	1, 2, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13	15
19	<i>Laccophilus poecilus</i> Klug, 1882		T	2, 11, 13	3
20	<i>Hyphydrus aubei</i> Ganglbauer, 1892		T	1, 2, 7, 8, 11, 12, 13	8
21	<i>Hydrovatus clypealis</i> Sharp, 1876		T	2, 10, 11, 13	3
22	<i>Yola bicarinata</i> (Latreille, 1804)		T	1, 2, 3, 7, 10, 11, 13	20
23	<i>Bidessus coxalis</i> Sharp, 1882		T	7	1
24	<i>Bidessus minutissimus</i> (Germar, 1824)		T	1, 2, 3, 4, 8, 9	20
25	<i>Bidessus pumilus</i> (Aubé, 1836)		T	2, 11, 13	2
26	<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)		T	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13	29
27	<i>Hydroglyphus signatellus</i> (Klug, 1834)		IA	8, 9, 11, 12	3
28	<i>Hygrotus (Coelambus) confluens</i> (Fabricius, 1787)		T	1, 2, 6, 11, 12, 13	7
29	<i>Hygrotus (Coelambus) impressopunctatus</i> (Schaller, 1783)		IE	1, 2, 7, 8, 10, 11, 12, 13	8
30	<i>Hygrotus (Hygrotus) inaequalis</i> (Fabricius, 1777)		T	2, 11, 13	2
31	<i>Hygrotus (Coelambus) lagari</i> (Fery, 1992)		IA	1, 2, 7, 8, 10, 11, 12, 13	8
32	<i>Hygrotus (Coelambus) pallidulus</i> (Aubé, 1850)		T	1, 2, 12, 13	5
33	<i>Herophydrus musicus</i> (Klug, 1833)		IA	6, 7, 8, 10, 11, 12, 13	8
34	<i>Hydroporus (Hydroporus) decipiens</i> Sharp, 1878		X	G 1, 8, 12, 13	3
35	<i>Hydroporus (Hydroporus) discretus</i> Fairmaire, 1859		T	1, 2, 7, 8, 10, 12, 13	20
36	<i>Hydroporus (Hydroporus) limbatus</i> Aubé, 1836		T	8, 12	1
37	<i>Hydroporus (Hydroporus) lucasi</i> Reiche, 1866		IA	1, 2, 12, 13	8
38	<i>Hydroporus (Hydroporus) marginatus</i> (Dufschmid, 1805)		T	1, 2, 7	7
39	<i>Hydroporus (Hydroporus) nigrita</i> (Fabricius, 1792)		IE	2, 13	3
40	<i>Hydroporus (Hydroporus) normandi</i> Régimbart, 1903		IA	1, 2, 8, 11, 12, 13	8
41	<i>Hydroporus (Hydroporus) planus</i> (Fabricius, 1781)		T	1, 2, 8, 13	5
42	<i>Hydroporus (Hydroporus) pubescens</i> (Gyllenhal, 1808)		T	1, 2, 7, 8, 13	7
43	<i>Hydroporus (Hydroporus) tessellatus</i> Drapiez, 1819		T	1, 2, 6, 7, 8, 11, 12, 13	17
44	<i>Graptodytes aequalis</i> Zimmermann, 1918		IA	1, 7, 13	6
45	<i>Graptodytes castilianus</i> Fery, 1995		X	G 1, 7	2
46	<i>Graptodytes flavipes</i> (Olivier, 1795)		T	1, 2, 13	3
47	<i>Graptodytes fractus</i> (Sharp, 1882)		T	1	2
48	<i>Graptodytes ignotus</i> (Mulsant, 1861)		T	1, 2, 7, 8	8
49	<i>Graptodytes varius</i> (Aubé, 1836)		T	1, 2, 7, 9	11

Nº	Especie	DG	TE	Hábitats	Nº C
50	<i>Metaporus meridionalis</i> (Aubé, 1836)		T	1, 2, 7, 11, 13	5
51	<i>Stictonectes epipleuricus</i> (Seidlitz, 1887)	X	NE	1, 2, 7	13
52	<i>Stictonectes optatus</i> (Seidlitz, 1887)		T	1, 2, 7, 8, 13	10
53	<i>Deronectes depressicollis</i> (Rosenhauer, 1856)	X	SE	1	3
54	<i>Deronectes fairmairei</i> (Leprieur, 1876)		T	2	1
55	<i>Deronectes hispanicus</i> (Rosenhauer, 1856)		T	1, 2, 4	5
56	<i>Deronectes moestus</i> (Fairmaire, 1858)		T	1, 2, 3, 7, 8	9
57	<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i> (Fabricius, 1792)		T	8	1
58	<i>Nebrioporus</i> (<i>Nebrioporus</i>) <i>bucheti cazorlensis</i> (Lagar, Fresneda & Hernando, 1987)	X	G	1, 2	4
59	<i>Nebrioporus</i> (<i>Nebrioporus</i>) <i>clarki</i> (Wollaston, 1862)	IA		1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 11, 12, 13	22
60	<i>Nebrioporus</i> (<i>Zimmermannius</i>) <i>baeticus</i> (Schaum, 1864)	X	G	6, 7, 12, 14	3
61	<i>Agabus biguttatus</i> (Olivier, 1795)		T	1, 2, 3, 5, 7, 9, 11	15
62	<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)		T	1, 2, 5, 8, 10, 11, 13	15
63	<i>Agabus brunneus</i> (Fabricius, 1798)		T	1, 2, 7, 8, 13	15
64	<i>Agabus conspersus</i> (Marsham, 1802)		T	1, 2, 7, 8, 10, 12, 13	8
65	<i>Agabus didymus</i> (Olivier, 1795)		T	1, 2, 3, 5, 7, 8, 11, 12, 13	20
66	<i>Agabus guttatus</i> (Paykull, 1798)		IE	2	1
67	<i>Agabus nebulosus</i> (Forster, 1771)		T	1, 2, 7, 11, 12, 13	8
68	<i>Agabus nitidus</i> (Fabricius, 1801)		T	1, 2	6
69	<i>Agabus paludosus</i> (Fabricius, 1801)		IE	1, 2, 7, 8, 11, 13	10
70	<i>Agabus ramblic</i> Millán & Ribera	X	NE	1, 2, 6, 7, 8, 13	14
71	<i>Ilybius chalconatus</i> (Panzer, 1796)		T	1, 2, 10	1
72	<i>Ilybius meridionalis</i> Aubé, 1836		T	1, 2, 7, 8, 11, 13	8
73	<i>Ilybius montanus</i> (Stephens, 1828)		T	1, 13	3
74	<i>Rhantus</i> (<i>Rhantus</i>) <i>hispanicus</i> Sharp, 1882		T	2	1
75	<i>Rhantus</i> (<i>Rhantus</i>) <i>suturalis</i> (McLeay, 1825)		T	2, 4, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13	12
76	<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus, 1758)		T	1, 2, 8, 11, 12, 13	7
77	<i>Colymbetes schildknechti</i> Dettner, 1983	IA		7	1
78	<i>Meladema coriacea</i> Castelnau, 1834		T	1, 6	4
79	<i>Hydaticus</i> (<i>Guignoytites</i>) <i>leander</i> (Rossi, 1790)		T	7, 10, 11	3
80	<i>Hydaticus</i> (<i>Hydaticus</i>) <i>seminiger</i> (De Geer, 1774)		IE	13	2
81	<i>Graphoderus cinereus</i> (Linnaeus, 1758)		IE	13	1
82	<i>Dytiscus circumflexus</i> Fabricius, 1801		T	2, 12, 13	3
83	<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758		T	2, 13	1
84	<i>Dytiscus pisanus</i> Castelnau, 1834		T	1	1
85	<i>Dytiscus semisulcatus</i> Müller, 1776		T	13	1
86	<i>Cybister</i> (<i>Scaphinectes</i>) <i>lateralimarginalis</i> (De Geer, 1774)		T	12, 13	1
HELOPHORIDAE					
87	<i>Helophorus</i> (<i>Empleurus</i>) <i>nubilus</i> Fabricius, 1776		IE	1, 2, 7, 10, 11, 13	5
88	<i>Helophorus</i> (<i>Trichelophorus</i>) <i>alternans</i> Gené, 1836		T	1, 2, 3, 6, 7, 8, 11, 12, 13	11

Nº	Especie	DG	TE	Hábitats	Nº C
89	<i>Helophorus (Helophorus) maritimus</i> gr. Rey, 1885	T		1, 2, 7, 8, 12, 13	12
90	<i>Helophorus (Atracthelophorus) hameuli</i> Angus, 1987	X	G	2	1
91	<i>Helophorus (Atracthelophorus) brevipalpis</i> Bedel, 1881		IE	1, 2, 3, 6, 7, 8, 11, 12, 13	16
92	<i>Helophorus (Rhopalhelophorus) asturiensis</i> Kuwert, 1885	T		1, 2, 13	3
93	<i>Helophorus (Rhopalhelophorus) flavipes</i> Fabricius, 1792		IE	7	1
94	<i>Helophorus (Rhopalhelophorus) fulgidicollis</i> Motschulsky, 1860	T		12	3
95	<i>Helophorus (Rhopalhelophorus) longitarsis</i> Wollaston, 1864	T		2, 7, 8, 12	7
96	<i>Helophorus (Rhopalhelophorus) seidlitzii</i> Kuwert, 1885	X	G	1, 2, 6, 7, 8, 11, 12, 13	12
HYDROCHIDAE					
97	<i>Hydrochus grandicollis</i> Kiesenwetter, 1870		IA	1, 2, 13	8
98	<i>Hydrochus ibericus</i> Valladares, Díaz-Pazos & Delgado, 1999	X	G	1, 2, 13	5
99	<i>Hydrochus smaragdineus</i> Fairmaire, 1879	T		1, 2, 13	5
100	<i>Hydrochus nooreinus</i> Henegouven & Sáinz-Cantero, 1992	X	SE	1, 2, 7	4
HYDROPHILIDAE					
101	<i>Berosus (Berosus) affinis</i> Brullé, 1835	T		1, 2, 7, 8, 12, 13	13
102	<i>Berosus (Berosus) hispanicus</i> Küster, 1847	T		1, 2, 6, 7, 10, 12, 13	10
103	<i>Berosus (Berosus) signaticollis</i> (Charpentier, 1825)	T		2, 13	2
104	<i>Berosus (Enoplurus) guttalis</i> Rey, 1883	T		1, 2, 7, 12, 13	7
105	<i>Chaetarthria seminulum seminulum</i> (Herbst, 1797)	T		1, 2, 13	5
106	<i>Chaetarthria similis</i> Wollaston, 1864	T		1, 2, 6	4
107	<i>Paracymus aeneus</i> (Germar, 1824)	T		2	1
108	<i>Paracymus phalacroides</i> (Wollaston, 1867)	T		2, 11, 13	1
109	<i>Paracymus scutellaris</i> (Rosenhauer, 1856)	T		1, 2, 11	4
110	<i>Anacaena bipustulata</i> (Marsham, 1802)	T		1, 2, 3, 4, 7, 11, 13	20
111	<i>Anacaena globulus</i> (Paykull, 1798)	T		1, 2, 7	5
112	<i>Anacaena lutescens</i> (Stephens, 1829)	T		1, 2, 4, 6, 7, 13	10
113	<i>Anacaena limbata</i> (Fabricius, 1792)	IE		1, 2, 6, 7, 8, 12, 13	11
114	<i>Laccobius (Microlaccobius) gracilis intermittens</i> Kiesenwetter in Heyden, 1870		IA	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 11, 13	15
115	<i>Laccobius (Dimorpholaccobius) atratus</i> Rottenberg, 1874		IE	8	1
116	<i>Laccobius (Dimorpholaccobius) atrocephalus</i> Reitter, 1872		IA	1, 2, 3	6
117	<i>Laccobius (Dimorpholaccobius) bipunctatus</i> (Fabricius, 1775)	T		1, 2, 7, 11, 13	7

Nº	Especie	DG	TE	Habitats	Nº C
118	<i>Laccobius</i> (<i>Dimorpholaccobius</i>) <i>hispanicus</i> Gentili, 1974	T		1, 2, 3, 6, 12	14
119	<i>Laccobius</i> (<i>Dimorpholaccobius</i>) <i>moraguesi</i> Régimbart, 1898	T		1, 2, 3, 7, 11, 12	7
120	<i>Laccobius</i> (<i>Dimorpholaccobius</i>) <i>neapolitanus</i> Rottenberg, 1874	T		1, 2, 3, 6, 7	11
121	<i>Laccobius</i> (<i>Dimorpholaccobius</i>) <i>obscuratus</i> Rottenberg, 1874	T		1, 2, 7	10
122	<i>Laccobius</i> (<i>Dimorpholaccobius</i>) <i>sinuatus</i> Motschulsky, 1849	T		1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 11, 12, 13	23
123	<i>Laccobius</i> (<i>Dimorpholaccobius</i>) <i>ytensis</i> Sharp, 1910	T		1, 2, 6, 7, 8, 13	9
124	<i>Helochares</i> (<i>Helochares</i>) <i>lividus</i> (Forster, 1771)	T		1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13	30
125	<i>Enochrus</i> (<i>Lumetus</i>) <i>bicolor</i> (Fabricius, 1792)	T		2, 6, 7, 8, 11, 12, 13, 14	8
126	<i>Enochrus</i> (<i>Lumetus</i>) <i>falcarius</i> Hebauer, 1991	DM		6, 7	1
127	<i>Enochrus</i> (<i>Lumetus</i>) <i>fuscipennis</i> (Thomson, 1884)	T		1, 2, 7, 8, 12, 13	6
128	<i>Enochrus</i> (<i>Lumetus</i>) <i>halophilus</i> (Bedel, 1878)	T		2, 8, 10, 11, 13	3
129	<i>Enochrus</i> (<i>Lumetus</i>) <i>politus</i> Küster, 1849	T		1, 2, 5, 6, 7, 8, 11, 12, 13	10
130	<i>Enochrus</i> (<i>Lumetus</i>) <i>salomonis</i> (Sahlberg, 1900)	DM		1, 2, 7, 8	6
131	<i>Hydrobius</i> <i>convexus</i> Brullé, 1835	T		1, 7	2
132	<i>Hydrobius</i> <i>fuscipes</i> (Linnaeus, 1758)	T		1, 2, 7, 8, 10, 12, 13	9
133	<i>Limnoxenus</i> <i>niger</i> (Zschach, 1788)	IE		2, 11, 13	2
134	<i>Hydrochara</i> <i>flavipes</i> (Steven, 1808)	T		2, 8, 13	4
135	<i>Hydrophilus</i> <i>pistaceus</i> (Castelnau, 1840)	T		1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 13	10
136	<i>Coelostoma</i> <i>hispanicum</i> (Küster, 1848)	T		1, 2, 3, 6, 7	11
137	<i>Coelostoma</i> <i>orbiculare</i> (Fabricius, 1775)	IE		13	1
HYDRAENIDAE					
138	<i>Hydraena</i> (<i>Haenydra</i>) <i>exasperata</i> Orchymont, 1935	X	G	1, 2	5
139	<i>Hydraena</i> (<i>Haenydra</i>) <i>manfredjaechi</i> Delgado & Soler, 1991	X	SE	1, 2	4
140	<i>Hydraena</i> <i>affusa</i> Orchymont, 1936	X	G	1, 2	2
141	<i>Hydraena</i> <i>bolivari</i> Orchymont, 1936	X	SE	1, 7	1
142	<i>Hydraena</i> <i>capta</i> Orchymont, 1936	IA		1, 2, 6, 7, 10	16
143	<i>Hydraena</i> <i>carbonaria</i> Kiesenwetter, 1849	X	NE	1, 2, 6	9
144	<i>Hydraena</i> <i>rufipennis</i> Boscá Berga, 1932	IE		1, 2, 6, 7, 8, 12	16
145	<i>Hydraena</i> <i>cordata</i> Schaufuss, 1833	T		1, 2	3
146	<i>Hydraena</i> <i>flavipes</i> Stephens, 1829	IE		1, 2	3
147	<i>Hydraena</i> <i>mecai</i> Millán & Aguilera, 2000	X	Ex	1	1
148	<i>Hydraena</i> <i>pygmaea</i> Waterhouse, 1833	IE		1, 2	3
149	<i>Hydraena</i> <i>quilisi</i> Lagar, Fresneda & Hernando, 1987	X	NE	1, 2	4
150	<i>Hydraena</i> <i>riparia</i> Kugelann, 1794	IE		1	1
151	<i>Hydraena</i> <i>servilia</i> Orchymont, 1936	X	SE	1, 2, 6	7
152	<i>Hydraena</i> <i>unca</i> Valladares, 1989	X	G	1	2

Nº	Especie	DG	TE	Hábitats	Nº C
153	<i>Hydraena atrata</i> Desbroches des loges, 1891	X	NE	2, 13	1
154	<i>Hydraena hernandoi</i> Fresneda & Lagar, 1990	IA		1, 2, 4	10
155	<i>Limnebius cordobanus</i> Orchymont, 1938	X	G	1, 2	10
156	<i>Limnebius furcatus</i> Baudi, 1872	T		2, 10, 11, 13	4
157	<i>Limnebius gerhardti</i> Heyden, 1870	X	G	2, 7, 8, 11	2
158	<i>Limnebius hispanicus</i> Orchymont, 1941	X	SE	7	1
159	<i>Limnebius maurus</i> Balfour-Browne, 1978	IA		1, 2, 4, 7, 8, 9, 11, 12, 13	23
160	<i>Limnebius millani</i> Ribera & Hernando, 1998	X	Ex	1, 2, 7	2
161	<i>Limnebius oblongus</i> Rey, 1883	T		1	3
162	<i>Limnebius papposus</i> Mulsant, 1844	IE		1, 2, 11, 13	3
163	<i>Enicocerus exculptus</i> (Germar, 1824)	T		1, 2	3
164	<i>Aulacothebius exaratus</i> (Mulsant, 1844)	T		13	1
165	<i>Ochthebius (Asiobates) aeneus</i> Stephens, 1835	T		1, 2, 4, 12, 13	7
166	<i>Ochthebius (Asiobates) bellieri</i> Kuwert, 1887	X	SE	1, 2	2
167	<i>Ochthebius (Asiobates) bonnairei</i> Guillebau, 1896	IA		1, 2, 7	5
168	<i>Ochthebius (Asiobates) dilatatus</i> Stephens, 1829	T		1, 2, 4, 7, 8, 12, 13	13
169	<i>Ochthebius (Asiobates) irenae</i> Ribera & Millán, 1998	X	Ex	11, 12	2
170	<i>Ochthebius (Asiobates) maculatus</i> Reiche, 1872	IA		6, 7	2
171	<i>Ochthebius (Ochthebius) albaceticus</i> Ferro, 1984	X	SE	1	1
172	<i>Ochthebius (Ochthebius) auropallens</i> Fairmaire, 1879	IA		2, 6	2
173	<i>Ochthebius (Ochthebius) corrugatus</i> Rosenhauer, 1856	IA		2	1
174	<i>Ochthebius (Ochthebius) cuprescens</i> Guillenbau, 1893	IA		2	3
175	<i>Ochthebius (Ochthebius) delgadoi</i> Jäch, 1994	X	G	6, 7, 8, 12	4
176	<i>Ochthebius (Ochthebius) difficilis</i> Mulsant, 1844	T		1, 2, 3, 4, 13	6
177	<i>Ochthebius (Ochthebius) glaber</i> Montes & Soler, 1988	X	SE	6	1
178	<i>Ochthebius (Ochthebius) marinus</i> (Paykull, 1798)	IE		2, 6, 7, 8, 10, 12	9
179	<i>Ochthebius (Ochthebius) mediterraneus</i> leniesteda, 1988	T		1, 2, 3, 4	5
180	<i>Ochthebius (Ochthebius) metallescens</i> Rosenhauer, 1847	IE		2	2
181	<i>Ochthebius (Ochthebius) nanus</i> Stephens, 1829	T		1, 2, 3, 4, 7, 8, 12	10
182	<i>Ochthebius (Ochthebius) notabilis</i> Rosenhauer, 1856	IA		7, 8, 14	3
183	<i>Ochthebius (Ochthebius) quadrifoveolatus</i> Wollaston, 1854	IA		1, 2, 3, 6	9
184	<i>Ochthebius (Ochthebius) semotus</i> d'Orchymont, 1942	X	SE	2	2
185	<i>Ochthebius (Ochthebius) tacapasensis</i> baeticus Ferro, 1984	IA		1, 3	2
186	<i>Ochthebius (Ochthebius) tudmirensis</i> Jäch, 1997	X	SE	1, 7, 12, 14	3
187	<i>Ochthebius (Ochthebius) viridis</i> 2 <i>sensu</i> Jäch, 1991	T		1, 2, 7, 8, 10, 12, 13	7

Nº	Especie	DG	TE	Hábitats	Nº C
ELMIDAE					
188	<i>Potamophilus acuminatus</i> (Fabricius, 1792)	T		2, 3	3
189	<i>Elmis aenea</i> (Müller, 1806)	IE		1, 2, 4, 6	11
190	<i>Elmis maugetii maugetii</i> Latreille, 1798	IE		1, 2, 3, 4, 7	14
191	<i>Elmis rioloides</i> (Kuwert, 1890)	IA		1, 2, 3	8
192	<i>Esolus parallelepipedus</i> (Müller, 1806)	T		1, 2, 4	14
193	<i>Oulimnius rivularis</i> (Rosenhauer, 1856)	T		2, 11, 13	2
194	<i>Oulimnius troglodytes</i> (Gyllenhal, 1827)	IE		1, 2, 3, 4, 6, 7	18
195	<i>Oulimnius tuberculatus perezii</i> Sharp, 1872	X	NE	1, 2, 4	3
196	<i>Limnius intermedius</i> Fairmaire, 1881	T		1, 2, 3, 4	19
197	<i>Limnius opacus</i> Müller, 1806	T		1, 2, 3	14
198	<i>Limnius volckmari</i> (Panzer, 1793)	IE		1, 2, 4, 7	9
199	<i>Normandia nitens</i> (Müller, 1817)	T		1, 2, 4	5
200	<i>Normandia sodalis</i> (Erichson, 1847)	IE		1, 2, 3, 4, 6	13
201	<i>Riolus cupreus</i> (Müller, 1806)	IE		1, 2, 4	9
202	<i>Riolus illiesi</i> Steffan, 1958	IE		1, 2, 3, 4, 6, 13	15
203	<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	IE		1, 2, 6	3
DRYOPIDAE					
204	<i>Pomatinus substriatus</i> (Müller, 1806)	T		1, 2, 3, 4, 6, 7	21
205	<i>Dryops algiricus</i> (Lucas, 1849)	T		1, 2, 7, 12, 13	5
206	<i>Dryops gracilis</i> (Karsch, 1881)	T		1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 13	35
207	<i>Dryops luridus</i> (Erichson, 1847)	T		1, 2	2
208	<i>Dryops lutulentus</i> (Erichson, 1847)	T		1, 2, 3	6
209	<i>Dryops sulcipennis</i> (Costa, 1883)	T		1, 2, 3, 4	5

Anexo 2. Familias de coleópteros acuáticos presentes en la provincia de Albacete.



F. Gyrinidae



F. Haliplidae



F. Hygrobiidae



F. Noteridae



F. Dytiscidae



F. Helophoridae



F. Hydrochidae



F. Hydrophilidae



F. Hydraenidae



F. Elmidae



F. Dryopidae

Anexo 3. Cuadrículas UTM 10x10 (zona 30S) de la provincia de Albacete para las que existen citas de coleópteros acuáticos y valores obtenidos para cada una de ellas con los distintos métodos de selección de áreas prioritarias de conservación aplicados (*RQF*: Rarity Quality Factor; *IC*: Interés de Conservación; *IV*: Índice de Vulnerabilidad; *IB*: Índice de Biodiversidad). Se indican también el número de especies cuya distribución está restringida a esa cuadrícula (*R*) y el de endemismos ibéricos presentes en cada una de ellas (*E*).

Cuadrícula	Riqueza	Rareza	RQF	IC	IV	IB	R	E
WH37	29	2,65	6,72	16,89	16	2,82	0	0
WH39	74	13,46	14,30	194,45	96	37,8	3	8
WH43	20	1,45	5,55	8,09	17	2,77	0	1
WH44	36	3,28	7,28	26,20	58	9,03	0	6
WH45	55	9,28	12,91	99,88	122	38,1	1	10
WH46	75	8,73	9,16	127,85	99	21	0	9
WH47	26	2,92	9,12	19,30	28	5,47	0	2
WH48	11	1,18	9,82	7,75	7	1,82	0	0
WH52	33	2,5	6,03	18,73	34	3,69	0	3
WH53	33	3,46	7,85	24,37	55	10,8	0	6
WH54	63	7,71	9,76	97,57	91	19,6	0	8
WH55	44	4,49	7,61	39,07	43	12,4	1	4
WH56	118	21,03	13,48	455,88	212	73,8	4	20
WH57	53	6,38	9,34	67,43	86	16,9	0	6
WH58	98	22,43	16,03	376,34	157	79,2	8	6
WH59	85	17,4	15,14	269,28	129	55,2	4	4
WH62	24	2,68	8,63	16,20	30	9,43	0	0
WH63	15	1,23	6,73	6,99	15	2,99	0	1
WH64	16	1,64	7,06	7,86	15	4,74	0	0
WH65	39	4,3	8,28	34,28	37	9,8	1	2
WH66	39	4,21	8,38	34,70	41	12,3	1	1
WH67	40	3,88	7,98	34,51	58	10,1	0	4
WH74	6	0,49	5,67	3,32	8	0,68	0	1
WH75	21	1,83	7,19	11,18	20	3,85	0	2
WH76	16	1,36	6,31	7,02	16	2,21	0	0
WH77	14	0,95	5,29	5,12	3	0,31	0	0
WH85	28	2,48	7,96	18,92	15	2,18	0	0
WH86	26	2,56	7,77	16,45	21	5,66	0	0
WH94	1	0,1	4,00	2,01	0	0	0	0
WH95	22	1,72	6,32	10,47	17	2,23	0	2
WH96	8	1,01	8,75	5,71	5	1,65	0	0
WJ10	62	9,31	11,47	111,19	53	21	2	4
WJ32	19	2,19	8,47	11,56	23	7,97	1	1
WJ41	15	1,44	7,07	7,34	5	0,78	0	0

Cuadrícula	Riqueza	Rareza	RQF	IC	IV	IB	R	E
WJ42	3	0.19	5.33	2.78	0	0	0	0
XH04	7	0.51	5.86	3.62	3	0.32	0	0
XH05	2	0.06	1.00	0.51	0	0	0	0
XH06	12	0.95	6.17	5.21	5	0.9	0	0
XH08	15	1.48	7.73	8.03	4	0.53	0	0
XH14	3	0.14	3.67	1.91	0	0	0	0
XH15	6	0.6	7.50	4.40	3	0.99	0	0
XH16	41	4.75	8.76	39.59	37	7.97	1	3
XH17	12	1.76	10.33	8.73	14	5.99	0	1
XH25	13	1.85	10.46	9.46	22	6.43	0	3
XH26	2	0.12	3.50	1.78	0	0	0	0
XH39	13	1.94	11.69	10.57	13	4.72	0	1
XJ20	51	7.89	12.29	82.65	46	15.2	1	2
XJ30	36	4.03	9.53	34.30	34	7.53	0	4
XJ35	26	3.68	10.27	21.74	27	10.6	1	0
XJ44	16	2.56	11.13	12.38	18	7.69	1	2
XJ45	20	4.69	15.95	23.24	43	20.2	1	4

Anexo 4. Principales sistemas acuáticos incluidos en las áreas prioritarias de conservación de la provincia de Albacete.



Fuente y arroyo de Fuenfría



Río Endrinales



Complejo lagunar del Río Arquillo



Tramo alto del Río Arquillo



Salinas de Pinilla



Laguna de Pinilla



Laguna de los Ojos de Villaverde



Charca en el complejo de los Ojos de Villaverde



Tramo alto-medio del Río Tus



Río Mundo a su paso por El Laminador



Lagunas de Ruidera



Río Mundo en su nacimiento



Arroyo de las Salinas, Casas de Ves (Foto: José Luis Moreno)



Laguna de Pétrola

AGRADECIMIENTOS

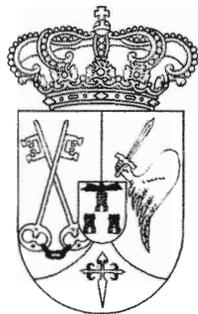
Son muchas las personas que, de una u otra manera, han ayudado en la realización de este trabajo. De entre ellas, no queremos dejar de mencionar a José Barahona, cuya colaboración fue constante a lo largo de todo el proceso de elaboración de este estudio.

Agradecemos también la valiosa ayuda prestada en los muestreos a José Luis Moreno, Andrés Mellado y Alberto Perán.

Igualmente, ha sido inestimable la aportación de Ignacio Ribera con comentarios y sugerencias.

Queremos agradecer también el apoyo de todos los miembros del equipo de Ecología Acuática de la Universidad de Murcia, sin cuya colaboración y, sobre todo, buenos ratos, habría sido impensable abordar este trabajo.

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la concesión de una *Ayuda a la investigación* del Instituto de Estudios Albacetenses “Don Juan Manuel” de la Excm. Diputación Provincial de Albacete.



DIPUTACIÓN DE ALBACETE