

Estado ecológico, comunidades de macroinvertebrados y de odonatos de la red fluvial de Aragón

Antonio Torralba Burrial

Estado ecológico, comunidades de macroinvertebrados y de odonatos de la red fluvial de Aragón

Antonio Torralba Burrial

Torralba Burrial, Antonio

Estado ecológico, comunidades de macroinvertebrados y de odonatos de la red fluvial de Aragón. — 1.ª ed. — Zaragoza: Consejo Económico y Social de Aragón, 2009. — 224 p.: il; 24 cm.

ISBN 978-84-692-1628-6

Odonatos - Aragón

595.733 (460.22)

CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL DE ARAGÓN
COLECCIÓN TESIS DOCTORALES

Accésit a los Premios Tesis Doctoral del
Consejo Económico y Social de Aragón 2008

Autor de la Tesis Doctoral:

Antonio Torralba Burrial

Directores de la Tesis:

Dr. D. Francisco Javier Ocharan Larrondo

Calificación obtenida

Sobresaliente *cum laude*

La responsabilidad de las opiniones expresadas en las publicaciones editadas por el CES de Aragón incumbe exclusivamente a sus autores y su publicación no significa que el Consejo se identifique con las mismas.

La reproducción de esta publicación está permitida citando su procedencia.

© Primera edición CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL DE ARAGÓN

© Para el resto de ediciones el autor

Portada:

Foto: Mario Ayguavives

Composición: AD-HOC Gestión Cultural

Edita:

CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL DE ARAGÓN

C/ Joaquín Costa, 18, 1ª planta. 50071 Zaragoza. España

Teléfono: 976 71 38 38 - Fax: 976 71 38 41

E-mail: cesa@aragon.es

Información internet: <http://www.aragon.es/>

ISBN: 978-84-692-1628-6

D.L.: Z-108-2010

Impresión:

INO Reproducciones, S.A.

Premios a tesis doctorales CESA 2008

El CES de Aragón con el fin de promover y divulgar la investigación en las materias relacionadas con sus funciones convoca anualmente los Premios a Tesis Doctorales, en cuya convocatoria del año 2008, efectuada por Resolución de 8 de septiembre de 2008, de la Presidencia del Consejo Económico y Social de Aragón (BOA nº 149, de 18 de septiembre de 2008), pudieron participar las tesis doctorales presentadas para la colación del grado de doctor, leídas y calificadas de sobresaliente "cum laude", por unanimidad, entre el 1 de octubre de 2007 y el 30 de septiembre de 2008.

Por Resolución de 11 de diciembre de 2008, de la Presidencia del Consejo Económico y Social de Aragón (BOA nº 221, de 30 de diciembre de 2008), se otorgaron los premios a tesis doctorales correspondientes al 2008.

El premio, dotado con 4.000 euros, se otorgó a la tesis doctoral "Reducción de emisiones de CO₂ en centrales térmicas de carbón pulverizado. Análisis de la integración de turbina de gas para repotenciación y ciclo de captura de CaO-CaCO₃", realizada por D. Jesús María Escosa González.

El accésit, con una dotación de 3.000 euros, se otorgó a la tesis doctoral "Estado ecológico, comunidades de macroinvertebrados y de odonatos de la red fluvial de Aragón", realizada por D. Antonio Torralba Burrial.

El Jurado ha estado compuesto por los siguientes miembros:

Presidente: D. Marcos Sanso Frago

Secretaria: D.^a Belén López Aldea

Vocales: D. José Luis Briz Velasco (en representación del Gobierno de Aragón)

D.^a Marga Lasmarias Bustín (en representación de las organizaciones sindicales)

D.^a Pilar EliceGUI Motis (en representación de las organizaciones empresariales)

Agradecimientos

En primer lugar, agradecerle a Pacho Ocharan su labor en la consecución de esta Tesis Doctoral, distinta de una dirección al uso. Por sus desvelos, comentarios y discusiones sobre las lecturas y relecturas de cada capítulo.

En segundo lugar, agradecer la paciencia y preocupación de mis padres (M^{ra} Cristina y Juan Antonio) y familiares, y el que no se acabara la primera conforme se incrementaba la segunda al alargarse los plazos inicialmente previstos. Gracias indudablemente por su apoyo, que comenzó muchos años antes del inicio de este estudio.

Juan Antonio Torralba Vinué, y otras personas en menor medida, me acompañaron durante parte de los trabajos de campo, haciéndolos más llevaderos. José Alberto Martínez Marqués y Vanessa Prol Vázquez colaboraron en la determinación de algunas de las muestras de macroinvertebrados. Florentino Braña Vigil realizó interesantes sugerencias y comentarios sobre el análisis de algunos datos. María Alonso Naveiro releyó y descubrió los (pen)últimos errores del texto, y me dio el impulso necesario para terminar esta Tesis. Gracias igualmente a mis compañeros del Área de Zoología, que tuvieron que soportar los vaivenes y cambios de esta investigación, y con los que pasé buenos y malos ratos; y a los técnicos de laboratorio (Marisa, Simón) que solucionaron las pequeñas cosas de cada día.

No es posible olvidar aquí el indispensable tema de la financiación. Durante gran parte disfrute de una beca FICYT del Gobierno de Asturias, dentro del Plan Investigación, Desarrollo Tecnológico e Innovación (I+D+I) de Asturias 2000-2004 (duración beca 2001-2004). El Vicerrectorado de Investigación me concedió una Ayuda para la finalización de la Tesis Doctoral. Parte de los muestreos fueron financiados por los proyectos CN-01-211-B1, CN-02-122-B1, CN-02-269-B1, y CN-02-270-B1 de la Dirección General de Medio Natural, Departamento de Medio Ambiente de la Diputación General de Aragón. Paloma Barrachina Del Val, de la DGA, confió en nuestro grupo para la realización de dichos trabajos, agilizó los trámites y contribuyó a fijar las estaciones de muestreo de macroinvertebrados. El Centro de Estudios del Sobrarbe subvencionó la investigación "*La calidad de las aguas del río Ara y sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos*"; el Centro de Estudios del Somontano de Barbastro hizo lo mismo con el proyecto "*Odonatofauna del Somontano de Barbastro: biodiversidad, importancia ecológica y cultural*". El resto tuve que financiarlo yo mismo.

Finalmente, quisiera mostrar mi agradecimiento a todos los organismos que dieron sus vidas (aunque no fuera voluntariamente) para que esta Tesis Doctoral pudiera ser realizada.

NOTA SOBRE ESTA EDICIÓN

La presente obra es una versión resumida, modificada y revisada de la tesis doctoral “Estado ecológico, comunidades de macroinvertebrados y de odonatos de la red fluvial de Aragón” realizada por su autor, Antonio Torralba Burrial, para adaptarse a las normas de edición fijadas por el Consejo Económico y Social de Aragón.

Índice

1. Introducción	13
2. Material y métodos	19
2.1. Descripción del área de estudio.....	21
2.2. Toma de muestras.....	32
2.3. Sistemas de Información Geográfica	33
2.4. Técnicas de Análisis Multivariante.....	33
3. Comparación del muestreo de macroinvertebrados bentónicos fluviales mediante muestreador Surber y red manual en ríos de Aragón	39
3.1. Introducción	41
3.2. Material y métodos.....	41
3.3. Resultados	43
3.4. Discusión	44
4. Estado ecológico de los ríos aragoneses según sus comunidades de macroinvertebrados	47
4.1. Introducción	49
4.2. Material y métodos.....	49
4.2.1. Selección de las estaciones de muestreo	49
4.2.2. Trabajo de campo.....	53
4.2.3. Trabajo de laboratorio.....	55
4.3. Resultados y discusión.....	61
4.3.1. Cuenca del río Ebro.....	61
4.3.2. Cuenca del río Tajo	75
4.3.3. Cuenca del río Júcar.....	75
4.3.4. Cuenca del río Turia.....	75
4.3.5. Cuenca del río Mijares	76
4.3.6. Consideraciones generales.....	76
4.3.6.1. Relaciones entre los distintos índices empleados.....	76
4.3.6.2. Estado ecológico de la red fluvial aragonesa.....	76
4.3.6.3. Perturbaciones humanas más importantes en la red fluvial aragonesa.....	82
5. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos de Aragón	87
5.1. Introducción	89
5.2. Material y métodos.....	90

5.3. Consideraciones generales.....	91
5.4. Tipificación de las comunidades a partir de las estaciones de clase I.....	94
5.5. Extensión de la tipificación a todas las estaciones de la red.....	115
6. Odonatos de la red fluvial aragonesa	131
6.1. Introducción: Historia de la Odonatología en Aragón	133
6.2. Material y métodos.....	134
6.3. Resultados y discusión.....	141
6.3.1. Catálogo de los odonatos de Aragón	141
6.3.2. Especies eliminadas del catálogo	164
6.3.3. Odonatos fósiles.....	164
6.3.4. Consideraciones generales.....	165
6.3.5. Consideraciones biogeográficas	168
7. Las comunidades de odonatos de la red fluvial aragonesa.....	171
7.1. Introducción	173
7.2. Material y métodos.....	174
7.3. Resultados y discusión.....	176
7.3.1. Análisis de similitud entre especies	176
7.3.2. Análisis jerárquico de comunidades	176
7.3.3. Variables relacionadas con la estructura de las comunidades de odonatos	181
7.3.4. Relación con las comunidades de macroinvertebrados y el estado ecológico.....	184
8. Conclusiones	189
9. Bibliografía	193

1. Introducción

1.1. Introducción

El agua dulce es probablemente el recurso más importante para la humanidad (Guiller & Malmqvist, 1998). Los ríos desempeñan un papel fundamental dentro del ciclo hidrológico global de la tierra. Ellos cierran este ciclo, transportando el agua dulce que cae del cielo o surge en las laderas de los valles, hasta depositarla en masas mayores (otros ríos, lagos o mares), fluyendo siempre desde el nacimiento hasta la desembocadura (López Llana, 1989). Este transporte horizontal es el factor más importante del río (Margalef, 1983). El movimiento del agua en una sola dirección diferencia a los ríos de otros ecosistemas acuáticos, y condiciona los flujos de materia y energía que lo atraviesan. De este movimiento dependen las estrategias demográficas y de alimentación de los organismos que lo habitan, así como su distribución espacial, tanto longitudinal como transversal (Resh & Rosenberg, 1984; Allan, 1995).

A pesar del importante papel natural de los ríos, la especie humana los ha venido considerando frecuentemente como simples canales para el suministro de agua o la navegación, o como cloacas en las que verter todo tipo de residuos. Ese punto de vista ha propiciado la progresiva degradación de nuestros ríos, acrecentada progresivamente con el incremento de la población y el desarrollo industrial. Así, la contaminación de las aguas continentales se ha convertido en un problema mundial, especialmente para los países industrializados como los que integran la Unión Europea (Bernardi, 2001). En 1998-2000 la situación europea era preocupante: más del 90% de los ríos de la República Checa, Polonia o Letonia y algo menos del 40% de los del Reino Unido, Irlanda o Alemania se encontraban por debajo del buen estado ecológico (Nixon *et al.*, 2004). Aunque no es posible obtener una perspectiva general del estado ecológico de las aguas europeas, parece que la calidad de los ríos y lagos europeos ha mejorado desde la última década del siglo pasado (Nixon *et al.*, 2004).

Poco a poco la sociedad va tomando conciencia de la importante función de los ríos y comienza a valorarlos, considerándolos como algo más que canales o cloacas. Hay que tener en cuenta que el concepto de contaminación y de calidad de las aguas se cambia con el tiempo, dependiendo de actitudes, costumbres, conocimientos y modas (Margalef, 1983). Valorando únicamente su utilización como agua de boca, Plinio el Viejo (siglo I) considera aguas de buena calidad aquellas que carecen de olor y sabor, con pocos carbonatos y sólidos en suspensión (que no tarden en cocer legumbres y no dejen tierra). Similar criterio de calidad y de evaluación se mantuvo durante bastante tiempo (p. ej., Bowles, 1789), modificándose parcialmente con el auge de los balnearios y sus aguas supuestamente medicinales (p. ej., Alvarado y de la Pena, 1832). No obstante, el criterio para considerar un agua de buena calidad ha seguido siendo su posibilidad de aprovechamiento como agua de boca hasta recientemente. Así, el Plan Hidrológico del Ebro (Real Decreto 1664/1998) establece los objetivos de calidad de las aguas de los ríos de la cuenca según los tratamientos necesarios para potabilizarla.

Se produce un cambio significativo de conceptos al integrar el estado del ecosistema acuático en el concepto de calidad de las aguas. A este respecto, resulta significativo que la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, considere en primer lugar que el agua no es un bien comercial, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal. La Directiva establece los principios básicos de una política de aguas sostenible en la Unión Europea. Pretende fijar un marco para la protección de las aguas que prevenga todo deterioro adicional y proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos. No obstante, existe una gran diferencia entre lo que la Directiva Marco del Agua exige en cuanto a la medición

y clasificación del estado ecológico y lo que realmente se está realizando en los países (Nixon *et al.*, 2004).

Para el análisis de la calidad de las aguas de un río pueden utilizarse diferentes métodos, tanto físico-químicos como biológicos. Los problemas de los parámetros físico-químicos radican en que sus resultados, más o menos exactos, son siempre puntuales. Así, estos métodos sirven para detectar un vertido en el momento en que está en el agua, pero pueden no detectar un vertido realizado unos días atrás. Además, no tienen en cuenta en muchas ocasiones otras alteraciones del ecosistema acuático que pueden afectar a sus componentes.

Para complementar a los anteriores se recurre a métodos biológicos, basados en las comunidades de organismos acuáticos, ya que éstos reaccionan ante alteraciones en la calidad de las aguas cambiando su composición específica. Aportan una visión, no sólo puntual, sino también histórica: así, el bentos fluvial es visto como una acumulación de la historia (Margalef, 1983) que afecta al tramo y aguas arriba. En la Directiva 2000/60/CE se valoran especialmente los índices biológicos, ya que clasifica los indicadores de calidad en tres tipos: indicadores biológicos, indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos, e indicadores químicos y físico-químicos que afectan a los indicadores biológicos.

Los índices biológicos de calidad de las aguas estudian parámetros o aspectos biológicos del medio acuático, cuyos cambios indican la existencia de alteraciones de dicho medio. Están basados, pues, en la correspondencia entre las características del medio y los organismos que en él se desarrollan, empleándose éstos como indicadores de aquellas (Margalef, 1955). En efecto, las modificaciones del medio acuático producen un cambio en las comunidades de organismos, favoreciendo a ciertas especies y creando circunstancias intolerables para otras y, en definitiva, alterando la composición y estructura de dichas comunidades (García de Jalón Lastra & González del Tánago, 1986). En otras palabras, los organismos menos tolerantes a la alteración desaparecerán de las zonas con baja calidad, mientras que los más tolerantes permanecerán, incrementando incluso su número y haciendo disminuir la diversidad de la zona alterada.

Las condiciones que tiene que cumplir un índice biológico para ser útil, son (Barbour *et al.*, 1995): 1) ser relevante para la comunidad biológica bajo estudio, y para los objetivos específicos del programa de evaluación; 2) ser sensible a los agentes estresantes; 3) ser capaz de proporcionar una respuesta que pueda ser discriminada de la variación natural; 4) ser medioambientalmente benigno, para poder medirlo en el ambiente acuático; y 5) tener un coste efectivo (bajo) por muestra.

En Europa, y en el resto del mundo, se han utilizado con frecuencia los macroinvertebrados para la elaboración de índices bióticos evaluadores de la calidad del agua, existiendo diversidad de índices y adaptaciones. Para que estos índices bióticos sean válidos se deben cumplir dos premisas fundamentales en su aplicación: un correcto muestreo del tramo fluvial, y una perfecta determinación sistemática de los taxones recolectados. La comparación entre dos métodos de muestreo de macroinvertebrados acuáticos admitidos por la Directiva Marco del Agua se expone en el capítulo 3 de esta Tesis Doctoral.

El uso de macroinvertebrados como indicadores presenta diversas ventajas (Klemm *et al.*, 1990; Barbour *et al.*, 1996, 1999; Donher *et al.*, 1997): 1) se ven afectados por las condiciones físicas, químicas y biológicas; 2) diferentes tipos de estrés ambiental producen diferentes comunidades; 3) son buenos indicadores de las condiciones concreta de una zona; 4) responden con rapidez a las variaciones ambientales negativas; 5) son una parte fundamental de las redes tró-

ficas acuáticas; 6) las condiciones alteradas pueden ser detectadas por un especialista con un solo examen de la comunidad; 7) los muestreos son relativamente sencillos y económicos; y 8) los macroinvertebrados son abundantes en la mayoría de las corrientes, incluso en aquellas en las que los peces son raros o inexistentes.

Por tanto, los índices basados en estos organismos nos permiten conocer el estado ecológico del agua, definido en la Directiva 2000/60/CE como “una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales”, es decir, su capacidad para mantener a las comunidades naturales de organismos habitantes del río. El análisis del estado ecológico de los ríos de la red fluvial de Aragón mediante las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se desarrolla en el capítulo 4.

Pero no sólo resulta interesante esta aplicación práctica del estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. De hecho, se ha indicado que el estudio de la fauna de los ríos es apasionante como pocos temas de la ecología (Margalef, 1983). El estudio de sus comunidades, como se distribuyen los distintos taxones en la red fluvial aragonesa y su regionalización se aborda en el capítulo 5.

De entre todos los invertebrados acuáticos, se ha decidido profundizar en el conocimiento de los odonatos aragoneses. Se ha elegido este grupo por su valor intrínseco, por el conocimiento deficiente de su distribución en Aragón y por ser un orden con un interés científico, aplicado y cultural clave. Empezando por este último, las libélulas, por su conspicua coloración, tamaño y costumbres han dejado su impronta en la mitología, la superstición, la literatura, la música, la pintura, la filatelia y el adorno personal (Lucas, 2002). Aunque las mayores influencias sobre los humanos son estéticas y científicas, interactúan con ellos de diversas maneras (Corbet, 1999). En efecto, son una parte fundamental de la herencia natural europea por su valor científico, educativo, cultural, recreativo, estético e intrínseco, como bien reconoció el Consejo de Europa (1987).

Pese a ello, las libélulas, o, mejor dicho, algunas especies de libélulas, presentan problemas de conservación. La vulnerabilidad de las libélulas se pone de manifiesto en el hecho de que 18 especies de libélulas se encuentran recogidas en alguna categoría necesitada de protección en el reciente Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú & Galante, 2006) y que 178 lo están en la Lista Roja de la UICN de 2006. Su carácter de predadores, situados en la parte superior de las cadenas tróficas, los hace todavía más vulnerables. El cambio climático en curso afecta a sus distribuciones (p. ej., Paulson, 2001; Askew, 2004; Hickling *et al.*, 2005) y puede determinar la expansión de unas especies y el retroceso de otras. Para poder valorar la vulnerabilidad de las distintas especies (ante éste y otros problemas) así como comprobar que es lo que realmente ocurre, resulta necesario conocer su distribución y las poblaciones que mantienen, para lo que es necesario recopilar la bibliografía existente y realizar los muestreos pertinentes, algo que en el caso de Aragón se expone en el capítulo 6.

Finalmente, en el capítulo 7 se estudia la organización de las comunidades de odonatos en la red fluvial de Aragón. Se analiza tanto la similitud entre las distribuciones de las distintas especies como las agrupaciones de comunidades, valorando distintas variables que pueden influir en esta organización. Entre ellas se valora la relación existente entre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y las de odonatos adultos. Además, se analiza su relación con el estado ecológico, y si las comunidades de libélulas en su conjunto o especies concretas pudieran ser utilizadas de alguna forma para valorar el estado del hábitat fluvial. A este respecto, hay que destacar que ciertos trabajos previos han empleado a las libélulas como indicadoras

de la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos (p. ej., Schmidt, 1985; Samways & Steytler, 1996; Chovanec & Waringer, 2001; Foote & Rice Hornung, 2005), aunque no está claro en que medida responden a las distintas perturbaciones antrópicas (Corbet, 1999).

1.2. Objetivos

1. Comparar los métodos de muestreo de macroinvertebrados bentónicos con red manual y muestreador Surber, admitidos en la Directiva Marco del Agua, en el conjunto de la red fluvial de Aragón (cap. 3).
2. Analizar el estado ecológico de la red fluvial de Aragón según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos (cap. 4).
3. Analizar si existen distintos tipos de comunidades de macroinvertebrados acuáticos en los ríos aragoneses y caracterizarlas según su composición y abundancia (cap. 5).
4. Comprobar si se produce una homogeneización de las distintas comunidades cuando empeora el estado ecológico de los ríos (cap. 5).
5. Realizar un catálogo crítico de los odonatos de Aragón (cap. 6).
6. Analizar la distribución de los odonatos de Aragón (cap. 6).
7. Analizar si existen distintos tipos de comunidades de odonatos en la red fluvial de Aragón y que factores geográficos, hidromorfológicos y climáticos están relacionados con su organización (cap. 7).
8. Comprobar si estas comunidades están relacionadas con los tipos de comunidades de macroinvertebrados bentónicos y/o con el estado ecológico de los tramos que habitan, pudiendo ser empleadas como bioindicadores de dicho estado (cap. 7).

2. Material y métodos

2.1. Descripción del área de estudio

Aragón se encuentra situado en el NE de la Península Ibérica. Presenta una forma alargada en dirección N-S, situándose entre los paralelos 39°51' y 42°56'N y los meridianos 2°10'W y 0°45'E. Es la cuarta comunidad autónoma española por territorio, comprendiendo 47 719 km², repartidos entre sus tres provincias (Huesca, Zaragoza y Teruel) de similar extensión. Su territorio se reparte entre las regiones Ibérico-macaronésica (mayoritaria) y Pirineos de la Directiva Marco del Agua (en las regiones 1 y 2 de la limnofauna europea: Illies, 1978).

2.1.1. RELIEVE

El relieve aragonés actual es producto principalmente de la orogenia alpina. Como resultado presenta una orografía accidentada, por lo que el 43% del territorio aragonés ha sido declarado zona de montaña por la Unión Europea, con el 60% de su extensión por encima de los 600 m s.n.m. y el 31% por encima de los 1000 m (altitud máxima 3404 m, cumbre del Aneto en los Pirineos). No presenta un relieve homogéneo, sino que podemos distinguir tres grandes unidades en el relieve aragonés: las zonas montañosas de los Pirineos al norte y el Sistema Ibérico al sur, separadas por la amplia Depresión del Ebro. Un reflejo imperfecto de esta heterogeneidad espacial es la diferencia altitudinal de las tres provincias; así, mientras en Teruel el 62% del territorio está por encima de los 1000 m (Sistema Ibérico), en Huesca es el 30% (Pirineos y Depresión) y en Zaragoza sólo un 6% (Depresión del Ebro) (IAEST, 2003). Esta división en tres unidades morfoestructurales se puede apreciar gráficamente en la distribución altitudinal del territorio aragonés.

Los Pirineos ocupan el istmo de la Península Ibérica y se alinean en dirección W-E a lo largo de 435 km, de los cuales 134 se sitúan en Aragón (Frutos Mejías, 1990). Presentan una Zona Axial donde afloran los materiales paleozoicos silíceos, y otras laterales (Sierras Exteriores, Sierras Marginales) donde la erosión no ha sido tan fuerte y aparecen espesas capas (kilómetros de grosor) de materiales mesozoicos y terciarios calizos. Los principales relieves están formados por granito y cuarcitas en la zona axial, junto con calizas y dolomías prepirenaicas y algunos afloramientos de materiales detríticos terciarios (Peña & Lozano, 2004). La red fluvial pirenaica actual se ha desarrollado durante el Plioceno y el Cuaternario. En su mayor parte presenta una dirección N-S, perpendicular a la de la cadena montañosa. No obstante, entre la zona axial y la sierras exteriores encontramos valles E-W (la canal de Berdún formada por el río Aragón, la Guarguera por el río Guarga) o bien W-E (el del río Ara) que discurren paralelos a ambas formaciones y las separan (Peña & Lozano, 2004). Esto, unido a su diferente historia geológica, composición y altitud, nos permite diferenciar el Prepireneo del Pirineo. En el piedemonte (somon-tano) de las sierras exteriores se localizan las Hoyas (Ayerbe, Huesca, Somontano de Barbastro), depresiones erosivas de gran amplitud. Los suelos pirenaicos predominantes son los cambisoles calcáricos, sustituidos en algunos de esos valles perpendiculares por vertisoles eútricos y por leptosoles en las laderas abruptas (Ibarra Benlloch, 2004).

El Sistema Ibérico se extiende a lo largo de unos 420 km, desde el corredor de la Bureba (a muy pocos kilómetros de la Cordillera Cantábrica) hasta el Mediterráneo (extremo septentrional de las Subbéticas). Con una anchura media de unos 100 km, limita orientalmente la Meseta Central ibérica y actúa como divisoria de aguas entre las cuencas del Duero, Tajo, Ebro, Turia y Júcar (López Bermúdez *et al.*, 1989). Presenta en Aragón algunos materiales paleozoicos, principalmente cuarcitas, que han quedado al descubierto, pero los grandes relieves actuales han sido formados por calizas y dolomías. Los ríos ibéricos han excavado profundos caño-

nes, aunque aquellos que discurren por las fosas terciarias (Jalón, Jiloca, cuenca del Turia) presentan terrazas cuaternarias con tramos de ensanchamiento fluvial (Peña & Lozano, 2004). Los suelos predominantes en el Sistema Ibérico son los cambisoles calcáricos y, en mucha menor medida, eútricos, además de luvisoles en las zonas de montaña media, especialmente en Zaragoza (Ibarra Benlloch, 2004). Los fluvisoles eútricos tienen una cierta importancia en los ríos que discurren por las fosas terciarias.

La Depresión del Ebro se encuentra entre ambas formaciones montañosas divergentes. Se trata de una amplia fosa tectónica que se ensancha de NW a SE, tomando una forma triangular alargada, cerrada en su lado oriental por la Cadena Costera catalana y es recorrida por el río Ebro y afluentes.

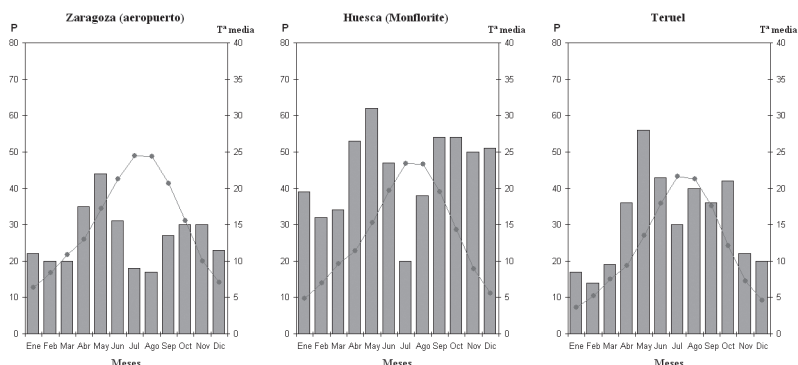
2.1.2. CLIMA

El clima de Aragón se considera mediterráneo continentalizado, con inviernos fríos y veranos secos y calurosos (Cuadrat, 1999). Viene marcado por su situación dentro de la Península Ibérica y por su peculiar relieve. Aragón, como toda la Península, se sitúa en el límite entre el cinturón templado de vientos del oeste y la zona de altas presiones subtropicales. En invierno este límite se mueve hacia el sur, de forma que la región está afectada por las masas de aire polares y los frentes asociados a las borrascas atlánticas; en verano asciende hacia el norte, con lo que dominan las masas de aire cálido y el anticiclón. Su situación interior dentro de la Península hace que la humedad oceánica atlántica llegue muy mermada al valle del Ebro, además al estar rodeado por cadenas montañosas se produce el efecto Föhn, con lo que los vientos se calientan y resecan al bajar al valle del Ebro, contribuyendo a desecarlo. Los caracteres esenciales del clima de Aragón son la aridez, la irregularidad de las lluvias, una extremada oscilación térmica anual y la dominancia del cierzo (Cuadrat Prats, 2004).

Este clima no es homogéneo, ya que la orografía del terreno genera un mosaico de climas. Así, siguiendo a Cuadrat (1999), podemos distinguir entre 1) el clima del sector central de la

FIGURA 2-1

Diagramas ombrotérmicos del clima del sector central de la Depresión (estación Zaragoza-aeropuerto, altitud 247 m s.n.m), clima de transición (estación Huesca-Monflorite, 541 m s.n.m) y clima de montaña en su versión turolese (Teruel, 900 m s.n.m). Las barras azules representan la precipitación media mensual (en mm) y la línea roja la temperatura media mensual (en °C) del periodo 1971-2000, según datos del Instituto Nacional de Meteorología



Depresión del Ebro, mediterráneo con una continentalidad muy marcada, incrementándose el contraste térmico estacional por la situación de las montañas, elevada aridez con abundante cierzo; 2) clima de transición de los somontanos, similar al anterior pero algo más húmedo y con menor aridez al sufrir menos el cierzo, las inversiones térmicas y la falta de precipitaciones; y 3) clima de montaña, más húmedo y frío, con diferencias entre los Pirineos oscenses y el Sistema Ibérico turlense (menos frío y algo más seco). Relacionado con lo anterior, en la Depresión es donde la evapotranspiración es mayor generando aridez (en Zaragoza la evaporación media anual es de 2100 mm y las precipitaciones de 314 mm), mientras que los somontanos presentan un cierto déficit hídrico en verano, y en las tierras altas pirenaicas no existe ese déficit hídrico (Cuadrat, 1999). Para ilustrar estas diferencias se muestran los diagramas ombrotérmicos de las tres capitales provinciales (fig. 2-1).

2.1.3. RED FLUVIAL

Si el clima de Aragón es en gran parte consecuencia del relieve de la región, su red fluvial viene marcada fundamentalmente por su relieve y su clima. La red fluvial aragonesa (fig. 2-2) se adapta a la disposición de las tres grandes unidades morfoestructurales que integran su territorio, con la Depresión del Ebro como confluencia de los ríos provenientes de los Pirineos y de la vertiente septentrional del Sistema Ibérico, mientras que los ríos de la vertiente meridional de esta cadena montañosa fluyen directamente al Mediterráneo; una pequeña parte pirenaica vierte a cuencas francesas, otra ibérica a la del Duero y otra, ibérica también, a la del Tajo (Sánchez *et al.*, 2004). Los sistemas fluviales aragoneses presentan una enorme diversidad, hasta el punto que se han descrito 12 tipos (y 79 subtipos) atendiendo a criterios hidromorfológicos (Ollero Ojeda *et al.*, 2003). Aquí daremos primero una somera descripción de las distintas cuencas y subcuencas aragonesas, considerando luego las características generales de la red. Los datos concretos han sido extraídos de diversas fuentes (especialmente Marcuello, 1992; Sánchez *et al.*, 2004).

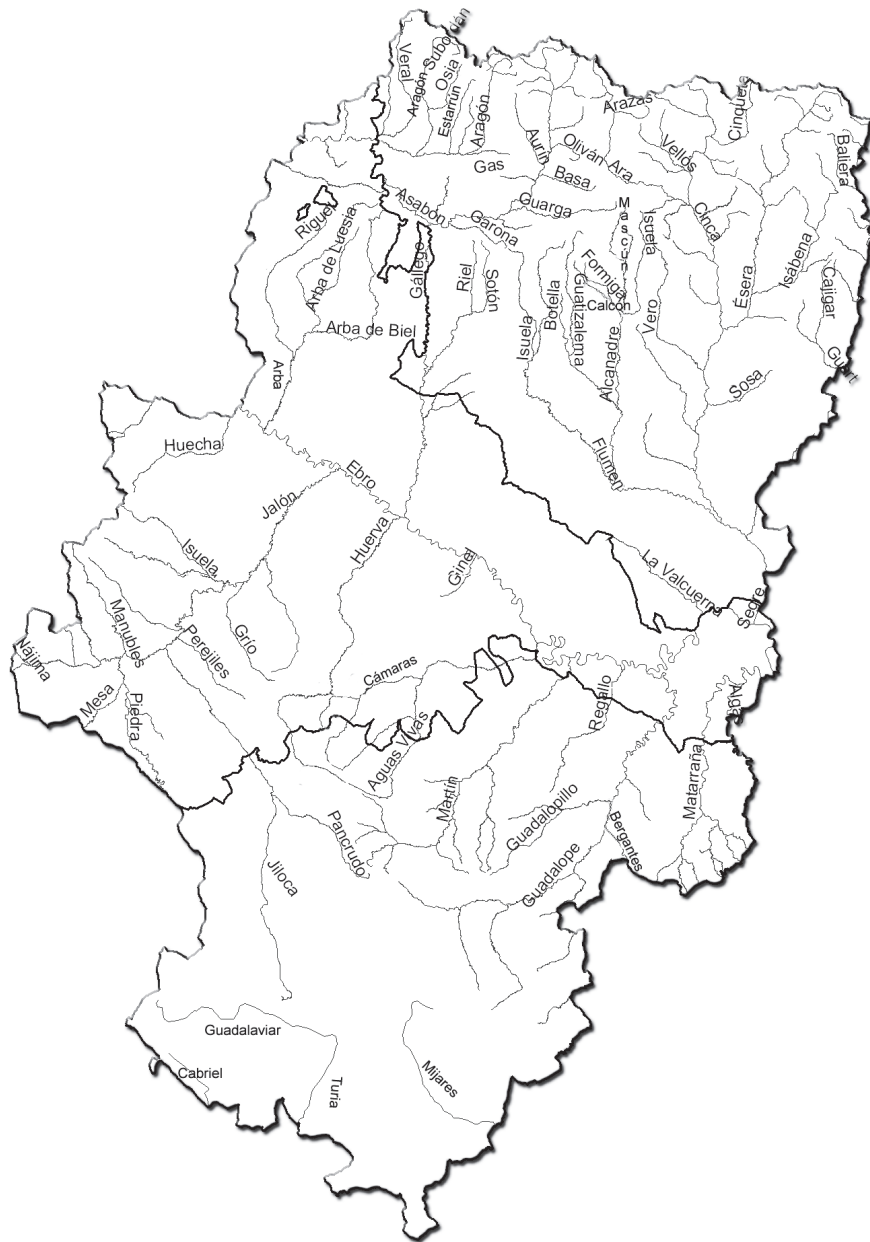
2.1.3.1. Las cuencas hidrográficas

Los ríos aragoneses forman parte en su mayoría de la cuenca del Ebro, otros de las cuencas mediterráneas de los ríos Turia, Mijares y Júcar, además de las pequeñas zonas que drenan al río Tajo, al Duero o a cuencas francesas. Además de la Confederación Hidrográfica del Ebro, que administra la cuenca de este río, el territorio aragonés se extiende en parte (12%) por otras cuencas hidrográficas administradas por las Confederaciones Hidrográficas del Júcar (cuencas del Turia, del Mijares y del Júcar, en el sur de Teruel), y, casi de forma meramente nominal, las del Tajo y del Duero.

La cuenca del Ebro abarca el 88% del territorio aragonés (42 076 km²), en donde se encuentra la mitad de la cuenca de este río. El Ebro es uno de los ríos más grandes de la Península Ibérica, a la que da nombre. Tiene unos 910 km de longitud, desde su nacimiento en Fontibre (o Peña Labra) (Cantabria) hasta su desembocadura en Tortosa (Tarragona), de los cuales 317 se encuentran en Aragón. A su paso por Zaragoza presenta una aportación media de 6927 hm³. No obstante, se producen importantes variaciones de caudal, y frente al medio anual de 266 m³/s en esa estación de aforo, también se ha registrado un mínimo de 2,1 m³/s (septiembre 1938) y un máximo de 4130 m³/s (enero 1961) (Cuadrat Prats, 2003). Hay que tener en cuenta el patrón de disminución de caudales de las últimas décadas, producida tanto por una menor pluviometría como por el incremento de embalses y regadíos (lo que representa un aumento de la evaporación); así, ha disminuido el volumen anual medio vertido al Mediterráneo

■ FIGURA 2-2

Ríos que conforman la red fluvial aragonesa



desde los 18 000 hm³ de los años 70 del siglo XX a los 12 000 de la actualidad (Ollero *et al.*, 2004a). En Aragón presenta un curso con muchos meandros libres, algunos ya abandonados por el río (denominados galachos en la zona), dentro de una dinámica de cauce divagante. Este Ebro de meandros libres es un curso fluvial original y muy valioso a escala peninsular e incluso continental (Ollero *et al.*, 2004a). Una vez pasado el azud de Alforque presenta un curso de meandros encajados. Sin embargo, las modificaciones humanas del sistema fluvial (proceso de regulación en la cuenca y construcción de obras de defensa) han reducido considerablemente la dinámica natural del cauce y su capacidad de cambio (Olledo Ojeda, 1996; Ollero *et al.*, 2004c).

Existen tres diferencias claras entre ambas márgenes de la cuenca del Ebro en Aragón (Marín, 1981): 1) la pendiente longitudinal, mayor en la margen izquierda debido a los Pirineos; 2) la organización y longitud de la red de drenaje es distinta por el desplazamiento hacia el sur del eje del Ebro, que da mayor amplitud a la margen izquierda, en la que aparecen cuatro grandes cursos de agua, mientras que en la derecha, con la excepción del Jalón, sólo aparecen pequeños cursos; y 3) el caudal, mayor en la margen izquierda, como fruto de lo anteriormente expuesto y de la mayor pluviometría de la mitad norte.

En Aragón, sus principales afluentes por la margen izquierda son los ríos Aragón, Arba, Gállego y Cinca, mientras que por la margen derecha son el Jalón, Huerva, Aguas Vivas, Martín, Guadalope y Matarraña.

El río Aragón es el que da nombre al antiguo reino y a la actual comunidad autónoma de Aragón. Su subcuenca ocupa la parte occidental de los Pirineos oscenses (2191 km²) y parte de Navarra (en total 8521 km²). Nace en el ibón de Escalar y desciende hacia el sur por el valle de Canfranc, tomando en Jaca dirección oeste por la canal de Berdún hasta llegar al embalse de Yesa, cuya presa está situada ya en Navarra; en esa comunidad desemboca en el Ebro. Sus afluentes más importantes en la parte aragonesa son el Veral, que desciende desde Zuriza por el valle de Ansó, el Aragón-Subordán, que después de los impresionantes meandros de Aguastuertas atraviesa la Selva de Oza para descender por el valle de Echo, y en mucha menor medida los ríos Estarrún y Gas. Existen numerosos ibones represados, presas y azudes destinados a la producción hidroeléctrica en la subcuenca.

La subcuenca del río Arba conforma el sistema hidrogeológico de la comarca zaragozana de las Cinco Villas. Con una superficie de 2249 m², la subcuenca recoge las aguas de la parte sur de la Sierra de Santo Domingo, mediante los ríos Arba de Biel, Arba de Luesia y Riguel, principalmente, y las lleva hasta el río Ebro donde desemboca a la altura de Gallur, con unas aportaciones anuales medias de 193 hm³. La mayoría de esas aportaciones proviene de la lluvia, ya que las bajas altitudes de la Sierra (hasta 1500 m) disminuyen la importancia del factor nival. Debido a la baja pluviosidad de la zona, los ríos presentan un fuerte estiaje desde junio a octubre (Marcuello, 1992). Eso provoca que los tramos altos presenten una acusada temporalidad, quedando reducida el agua superficial en verano a unas pocas pozas someras.

La subcuenca del Gállego (4009 km²) recoge las aguas del Pirineo oscense central y parte de las sierras prepirenaicas. Nace en el Col D'Aneu en Sallent, donde confluyen las aguas de numerosos ibones. En la primera parte de su recorrido, hasta Biescas, presenta una pendiente muy pronunciada (5,1% de pendiente media en esos 26 km), alterada por los embalses, que se reduce y homogeniza en los cursos medio y bajo hasta alcanzar un 0,4% de pendiente media (Ollero *et al.*, 2004b). Desciende en dirección Norte-Sur hasta encontrarse con las sierras prepirenaicas que le hacen girar hacia el oeste, corta luego la sierra de Loarre y retoma la dirección

sur hasta su desembocadura en el río Ebro, a la altura de Zaragoza y tras recorrer unos 200 km. Sus afluentes principales son el Aurín, el Caldarés, el Guarga, el Asabón y el Sotón, de corto recorrido. En su cuenca se hallan los embalses de la Sotonera, Bubal, Lanuza, La Peña y Ardisa, además de numerosos ibones represados. Esto provoca un funcionamiento hidrológico alterado, muy marcado por los embalses y las derivaciones de caudal (Ollero *et al.*, 2004b).

La del Cinca, con 9699 km², es la mayor subcuenca del Ebro en Aragón, ocupando el 62% de la provincia de Huesca. Nace en el ibón de Pineta, descendiendo luego en dirección sures-te por este valle hasta Bielsa, donde ya toma la dirección Norte-Sur que prácticamente no abandonará hasta su desembocadura. Confluye con el Segre poco antes de llegar al Ebro. Recoge aguas de la parte oriental y central de los Pirineos oscenses y del Prepirineo (sierra de Guara). Sus afluentes principales son el Ésera, y el Isábena, (que recogen las aguas del valle de Benasque y de la parte oriental del Pirineo oscense), el Cinqueta, el Ara (el río pirenaico sin presas de mayor longitud), el Vero (desde el Somontano de Barbastro), y, ya muy abajo y poco antes de Zaidín, el Flumen (que ha recogido las aguas prepirenaicas de su propia cabecera y del Alcanadre con el Guatizalema). Los embalses más importantes de la subcuenca son Mediano y El Grado, en el eje principal, y el de Barasona en el Ésera, además de otros muchos menores (p. ej., Vadiello, Santa María de Belsué).

El río Jalón es el afluente más caudaloso del Ebro por su margen izquierda. Su subcuenca abarca 9718 km², de los que 8100 se encuentran en Aragón. El nacimiento del Jalón en el Sistema Ibérico se produce en la provincia de Soria, en la Pradera del Pozo en Sierra Ministra. Sus afluentes principales son el Jiloca (que nace en las fuentes de Cella y recorre 126 km antes de desembocar en el Jalón), Piedra, Manubles, Ribota, Aranda, Nájima y Grío. Desemboca en el Ebro entre Alagón y Torres de Bellerén, tras atravesar importantes valles agrícolas.

La subcuenca del río Huerva ocupa 1020 km². El río principal nace en el collado de los Villares (Fonfría) en la sierra de Cucalón (Sistema Ibérico). Tras recorrer las parameras calizas turo-lenses, el río gira hacia el oeste bordeando diversos relieves para marchar hacia el norte y desembocar en el Ebro a la altura de Zaragoza. No tiene afluentes de importancia.

La subcuenca del río Aguas Vivas ocupa 1330 km² entre las provincias de Teruel (cabeceras fundamentalmente) y Zaragoza. Nace, al igual que el Huerva, en la sierra de Cucalón, y desemboca en el Ebro a la altura de La Zaida. Sus afluentes principales son el río Cámaras, el Herrera y el Moyuela. Se encuentra represado en el embalse de Moneva.

La subcuenca del río Martín ocupa 2111 km², y también proviene de la sierra de Cucalón. Desemboca en el Ebro a la altura de Escatrón, tras haber recorrido unos 100 km. Su afluente principal es el Escuriza; presenta una red bastante ramificada en la zona de cabecera. Aunque el río muestra una escasa disponibilidad de caudal en todo su recorrido (alrededor de 1 m³/s) existe una disminución de caudal asociada a derivaciones para riego entre los aforos de Oliete e Hajar (Lozano *et al.*, 2004). El Martín está represado en el embalse de Cueva Foradada y su afluente en el de Escuriza.

La subcuenca del río Guadalope tiene 3892 km², 3200 de los cuales se encuentran en territorio aragonés. Nace en la vertiente norte de la sierra de Gúdar, y desde allí recorre 160 km hasta llegar al Ebro en Caspe. Sus afluentes principales son el Bergantes, el Guadalopillo y el Malburgo. Los embalses principales son Santolea, Cíván y Calanda, y por derivación el de la Estanca de Alcañiz.

La subcuenca del Matarraña ocupa 1727 km², de los cuales 1500 se encuentran en Aragón. El río principal nace en los Puertos de Beceite, y recorre unos 100 km antes de desem-

bocar a través del embalse de Ribarroja en el Ebro. Sus afluentes principales son el Tastavins y el Algar, que forma el límite provincial con Tarragona en gran parte de su recorrido.

Como hemos comentado, las cuencas distintas a la del Ebro en territorio aragonés son las del Turia, Mijares, Júcar y Tajo, con mínima extensión de la del Duero y francesas.

Prácticamente la mitad de la cuenca del Turia se encuentra en territorio aragonés, ocupando el 7% de Aragón. Sus afluentes más importantes son el Guadalaviar (más caudaloso) y el Alfambra, que confluyen para dar el Turia en las cercanías de la ciudad de Teruel. En sus cabeceras presentan tramos con un profundo estiaje, quedando reducidos a unas pozas en el verano (en gran parte de los tramos en el caso del Alfambra). Desemboca en el mar Mediterráneo en Valencia tras recorrer unos 280 km. En el Guadalaviar se encuentra el embalse del Arquillo de San Blas.

También la mitad (46%) de la cuenca del Mijares es turolense, ocupando el 4% de Aragón. Sus afluentes son escasos y de poco caudal, por la parte derecha aragonesa sólo el Albentosa, y por la izquierda el Valbona, Mora, Palomeras, Rubielos y Rodeche. Recorre 156 km desde su nacimiento en la sierra de Gúdar hasta su desembocadura en Villarreal en el Mediterráneo.

La cuenca del Júcar está representada por la cabecera del río Cabriel y ocupa menos del 1% de Aragón. La cuenca del Tajo también ocupa menos del 1% del territorio aragonés. Está representada por las cabeceras de los ríos Tajo y Gallo.

2.1.3.2. Características generales de la red

Se pueden hacer algunas consideraciones generales sobre la red fluvial aragonesa en su conjunto. La más general es la de su heterogeneidad. Consideraremos en primer lugar la cantidad de agua que fluye por los distintos ríos. El esquema de reparto de caudales (Albisu *et al.*, 1998) muestra que la mayoría del agua fluye por la cuenca del Ebro, en especial por su eje. Como líneas de flujo secundarias se indican los ríos Cinca (y sus afluentes Ésera y Ara), el Gállego, el Aragón y el Noguera-Ribagorza y, en mucha menor medida, el sistema Flumen-Alcanadre. Todos estos ríos están situados en la margen izquierda del río Ebro, recogiendo las aguas pirenaicas (salvo el Flumen y el Alcanadre, que se nutren de las sierras prepirenaicas). De similar entidad al Flumen-Alcanadre se indican, ya en la margen derecha, el Jalón y el Guadalope, además del Guadalaviar-Turia en el sur de Teruel. El resto de ríos aparecen como trazos muy finos, en comparación con el resto. Esta distribución de caudales está relacionada principalmente con la de las precipitaciones, mucho más abundantes en los Pirineos que en el Sistema Ibérico, como hemos comentado al hablar de los climas en Aragón.

La regularidad interanual y la estacional también tienen aquí una distribución heterogénea. Al valorar las diferencias interanuales, Sánchez *et al.* (2004) encuentran que los ríos pirenaicos presentan una mayor regularidad interanual, sobre todo en los tramos altos. La irregularidad interanual se va incrementando conforme descendemos por estos ríos hacia los tramos medios y bajos. La irregularidad es mayor en las cuencas del Mijares y del Turia, aunque debido a sus características de ríos de montaña esta irregularidad es menor que la que observamos en los afluentes de la margen derecha del Ebro, especialmente en sus tramos bajos.

El régimen fluvial, la variación estacional del caudal, también es heterogéneo entre los ríos aragoneses. Depende principalmente de las condiciones climáticas de cada sector (ver lo dicho para el clima), de las diferencias de altitud (también comentadas), de la tipología de las precipitaciones y de la distribución de la vegetación y usos del suelo (Sánchez *et al.*, 2004). Los regímenes fluviales del Pirineo oscense han sido clasificados por García Ruiz *et al.* (2001) en cua-

tro tipos: pluvial oceánico, nivopluvial, pluvionival y pluvial mediterráneo. Con algún matiz se puede extender esta clasificación para incluir todo Aragón (Sánchez *et al.*, 2004).

Siguiendo a estos autores, el régimen pluvial oceánico, caracterizado por aguas altas de noviembre a mayo con máximo en invierno y disminución de caudales muy significativa en verano, correspondería a la parte más occidental del Pirineo oscense. El régimen nivopluvial se caracteriza por aguas muy altas coincidentes con la fusión nival (mediados-finales de primavera), con un mínimo de caudales en invierno y un descenso algo menor en verano. Corresponde a los tramos altos de los ríos pirenaicos (p. ej., el río Cinqueta). Similar al anterior en las épocas de caudales altos y bajos, pero con una menor importancia nival que se traduce en un máximo primaveral y mínimo invernal suavizados, se da el régimen pluvionival en tramos algo más bajos de los ríos pirenaicos (p. ej., el río Ara). En el caso del río Ebro, su régimen viene marcado por el de sus afluentes más caudalosos, presentando por tanto un régimen pluvionival con un máximo en febrero, prolongándose las aguas altas en primavera, y un mínimo en agosto, prolongándose las aguas bajas en otoño (Olledo Ojeda, 1996). Finalmente, los ríos prepirenaicos y los ibéricos presentan un régimen pluvial mediterráneo, con aguas bajas en verano y altas en invierno y primavera.

Además, debemos tener en cuenta las fluctuaciones extraordinarias de caudales. Todos los cursos fluviales aragoneses son proclives a la producción de grandes crecidas, más frecuentes en los ríos que provienen del Pirineo y más torrenciales en los del Sistema Ibérico (Sánchez *et al.*, 2004). En cuanto a los estiajes, son más frecuentes y extremos en la margen derecha del Ebro, especialmente en su depresión, y en algunos tramos de las cuencas del Turia y Mijares. En los ríos pirenaicos puede aparecer una disminución muy acentuada del caudal, pero sólo en casos extremos se quedan sin agua (Sánchez *et al.*, 2004). En los prepirenaicos la situación depende de los ríos concretos, existiendo climas en la severidad del estío, como la que se observa en la sierra de Guara en sentido W-E (desde los ríos con menor estiaje, como el Flumen, a los de mayor estiaje como el Vero).

Para finalizar con la variación de caudales, hay que tener en cuenta las modificaciones de estos regímenes fluviales naturales que se producen como consecuencia de los numerosos embalses que recogen las aguas de los ríos aragoneses, alterando su funcionamiento. En la red fluvial aragonesa hay 40 embalses con una capacidad igual o superior a 5 hm³ (IAEST, 2003). Las modificaciones que producen en los caudales serán diferentes dependiendo de la magnitud del embalse y de su uso (abastecimiento agrícola, urbano o hidroeléctrico).

2.1.4. PRESIÓN DEMOGRÁFICA

La población en Aragón según el censo del 2001 era de 1 204 214 personas, lo que representa una densidad de 25,23 habitantes por kilómetro cuadrado. Ésta es una cifra muy inferior a los 82,68 habitantes/km² del conjunto de España, con lo que a ese respecto la presión sobre el medio ambiente puede ser menor. La población se divide en 730 municipios, que soportan una presión demográfica heterogénea. Hay que tener en cuenta que la mitad de la población aragonesa vive en Zaragoza capital, y alrededor del 68% habita en los doce municipios considerados como zona urbana (entidades con más de 10 000 habitantes, tabla 2-1) (IAEST, 2003).

Los impactos directos que sobre los ríos producen las aguas residuales urbanas pueden reducirse considerablemente mediante la instalación de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) que depuren mediante diversos procesos (mecánico, biológico y avanzado) dichas aguas. Sin embargo, su instalación en Aragón es relativamente reciente (empezando por

■ TABLA 2-1

Municipios aragoneses con más de 10 000 habitantes y ríos que los soportan. Datos de población extraídos de la revisión del Padrón Municipal a 1 de enero de 2001 (Real Decreto 1420/2001, de 17 de diciembre de 2001, publicado en el BOE 5 enero 2002)

Ciudad	Población	Río(s) afectado(s)
Zaragoza	610 976	Ebro, Huerva
Huesca	45 874	Isuela
Teruel	30 789	Turia
Calatayud	17 970	Jalón
Ejea de los Caballeros	15 901	Arba de Biel
Monzón	14 844	Cinca, Sosa
Barbastro	14 382	Vero
Alcañiz	13 386	Guadalope
Fraga	12 158	Cinca
Jaca	11 591	Aragón
Utebo	11 345	Ebro
Tarazona	10 564	Queiles

la zaragozana de La Almozara, en funcionamiento desde 1989) y en el 2001 sólo había 21 de estas instalaciones funcionando en Aragón, con una capacidad de tratamiento global estimada en 1 541 700 habitantes equivalentes (IAEST, 2003). La EDAR de La Cartuja, en funcionamiento desde 1993, supuso el mayor incremento en capacidad de depuración, ya que trata una carga contaminante equivalente a 910 000 habitantes en la capital aragonesa.

2.1.5. USOS DEL SUELO

Los principales usos del suelo en Aragón se exponen en la fig. 2-3, y su desglose algo más pormenorizado siguiendo la codificación Corine se indica en la tabla 2-2. Los hábitats potenciales para los insectos acuáticos suman unas 32 400 ha en Aragón, a las que habría que sumar los meso y microhábitats adecuados. Sin embargo, algo más del 60% de esas hectáreas son medios artificiales, principalmente embalses. La red fluvial aragonesa abarca 6367 ha, aunque no todas con el mismo nivel de naturalidad.

Prácticamente la mitad del territorio aragonés está dedicado a la agricultura, seguida por las zonas de matorrales, pastizales y xeroestepa (un 28% en total), y de los distintos tipos de bosques (casi la quinta parte). En el apartado agrícola, predominan los secanos sobre los regadíos, si bien son estos últimos los que más afecciones tienen sobre la red fluvial aragonesa, tanto por la conversión de tramos fluviales en embalses y la detracción de caudales como por la contaminación y eutrofización producida de forma difusa y en los retornos de los riegos. Analizando las explotaciones agrarias con respecto a sus cultivos, vemos que la mayor extensión está dedicada a cereales para grano, seguido de las zonas en barbecho y de los cultivos forrajeros (fig. 2-3).

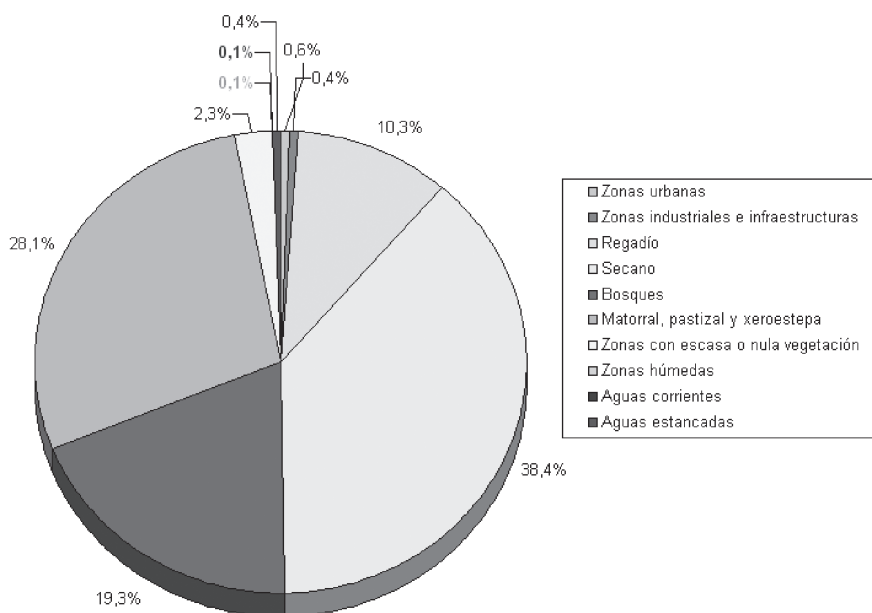
La distribución de la presión ganadera sobre el territorio aragonés varía según cada tipo de ganado, aunque sí que se observa una mayor cabaña ganadera en la parte central del valle del Ebro, en la Depresión, donde, salvo en el caso de ovino, predominan la explotaciones intensivas de ganado estabulado. El ganado porcino, también presenta una elevada densidad en la parte oriental de Aragón. Las explotaciones de porcino son precisamente las que han experimentando en un corto periodo de tiempo un mayor crecimiento en los censos y una transfor-

mación del tamaño de explotación (intensificación) (Roldan Fau, 2005). Las necesidades de agua de la ganadería varían según los animales que se críen. Así, se estima un consumo de unos 100 l de agua por cabeza en bovino, 14 en porcino, 4 en ovino y caprino y 0,18 en aves. La demanda anual de agua de la cabaña ganadera de la parte aragonesa de la cuenca del Ebro se ha estimado en unos 28 hm³ (Cuadrat Prats, 2003), a los que habría que añadir la parte turolense gestionada por la Confederación Hidrográfica del Júcar. Este uso consuntivo es mínimo en comparación con el agrícola. No obstante, su verdadero impacto sobre la red fluvial va a provenir de los residuos ganaderos (p. ej., purines, residuos de mataderos) que pueden contaminar las aguas.

Las zonas industriales y las infraestructuras representan un porcentaje bajo del territorio aragonés (fig. 2-3) del que unas 8116 ha son zonas industriales propiamente dichas. Los polígonos industriales más importantes se encuentran en las cercanías de Zaragoza, en Zuera, en Sabiñánigo y en Monzón. Pese a esta baja proporción en el uso del suelo, si que tienen un fuerte impacto sobre el medio natural, producto fundamentalmente del vertido de sus residuos. En la tabla 2-3, se indican precisamente los vertidos de aguas residuales de las empresas aragonesas, agrupadas por sectores. En la misma se observan las diferencias entre el volumen total de aguas residuales tratadas y el de las aguas residuales vertidas. El sector industrial que más aguas residuales produce en Aragón es el de la industria manufacturera, seguido de la quími-

■ FIGURA 2-3

Usos del suelo en el territorio aragonés en el año 2000. Datos del Corine Land Cover, extraídos del Instituto Aragonés de Estadística, Gobierno de Aragón. Los códigos Corine de cada tipo de uso a los que se refiere cada apartado pueden consultarse en la tabla 2.2, donde se facilita su extensión en hectáreas de forma menos agregada



■ TABLA 2-2

Usos del suelo en el territorio aragonés en el año 2000. Datos del Corine Land Cover, extraídos del Instituto Aragonés de Estadística, Gobierno de Aragón

Tipo	Códigos Corine	Hectáreas
Superficies artificiales		
Zonas urbanas	11100, 11210, 11220, 13300, 14100, 14210, 14220	27 759,44
Zonas industriales e infraestructuras	12110, 12120, 12210, 12220, 12400, 13100, 13200	21 425,59
Zonas agrícolas		
Regadío	21210, 21220, 21300, 22120, 22223, 22320, 24221, 24222, 24223, 24320	489 794,06
Secano	21100, 22110, 22210, 22310, 23100, 24211, 24212, 24213, 24310, 24330	1 831 467,70
Zonas forestales y/o vegetación natural		
Bosques perennes	31110, 31210, 31220	704 377,93
Bosques caducifolios	31120, 31130, 31140, 31300	204 350,95
Bosques de ribera	31150	10 040,27
Matorral	32210, 3231, 32312, 32410, 32420, 32430	1 141 601,93
Pastizal	32111, 32112, 32122	165 595,41
Xeroestepa subdesértica	33310	32 466,52
Zonas con escasa o nula vegetación	33120, 33210, 33220, 33320, 33330, 33400, 33500	110 078,52
Zonas húmedas	41100, 41200	4321,23
Superficies de agua		
Red fluvial	51100	6367,74
Canales	51120	250,68
Lagos y lagunas	51210	1790,89
Embalses	51220	19 666,66

■ TABLA 2-3

Aguas residuales generadas, tratadas y vertidas en el sector industrial aragonés, en miles de metros cúbicos. Fuente: Instituto Aragonés de Estadística, Gobierno de Aragón, derivado de la encuesta sobre el uso del agua en el sector industrial 1999

Tipo de industria	Aguas residuales industriales			
	Generadas	Tratadas	Reutilizadas	Vertidas
Industria extractiva	60	0	0	59
Industria manufacturera	106 492	71 759	2171	101 570
Productos alimenticios, bebidas y tabaco	1500	137	189	1069
Industrias textil, confección y cuero	26	24	0	26
Industrias de la madera y del corcho	132	114	0	18
Industrias del papel y la edición	5801	5789	0	5801
Industrias química y productos de caucho	54 102	41 802	483	50 784
Siderurgia, productos metálicos, ...	3023	115	409	2986
Maquinaria, y otros productos	1736	1015	269	1918
Fabricación de muebles	40 172	22 764	821	38 969

ca y de la fabricación de muebles. Hay que indicar que dos ríos (el Gállego desde Sabiñánigo hasta su desembocadura en el Ebro y el Cinca desde los polígonos industriales de Monzón hasta su desembocadura) sufren tal contaminación por compuestos bioacumulables (DDT, mercurio) que la Diputación General de Aragón recomienda que no se consuman sus peces.

2.1.6. ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

Tan solo un 2,32% del territorio aragonés se encontraba catalogado como un espacio natural protegido (ENP) en el 2002 (IAST, 2003). Estos ENPs presentan distintas figuras de protección (Parque Nacional, Parques Naturales, Reservas Naturales, Monumentos Naturales y Paisaje Protegido), por lo que el nivel real de protección difiere entre ellos. Una lista de los mismos y su extensión se indican en la tabla 2-4. A ellos habría que sumar la superficie declarada exclusivamente como Red Natura 2000 (Zonas de Especial Protección para las Aves y Lugares de Interés Comunitario) pero su nivel de protección real en el momento de realización de los trabajos de campo de esta Tesis Doctoral era muy bajo.

■ TABLA 2-4

Espacios Naturales Protegidos en Aragón en el año 2002

Figura de protección	Denominación	Pr.	Ha	Ríos
Parque Nacional	Ordesa y Monte Perdido	Hu	15 608	Arazas, Bellós
Parques Naturales	Moncayo	Z	9848	
	Sierra y Cañones de Guara	Hu	47 453	Flumen, Guatzalema, Alcanadre, Mascún, Vero
	Posets-Maladeta	Hu	33 267	Esera
Reservas Naturales	Galachos de la Alfranca de Pastriz, La Cartuja y Burgo de Ebro	Z	774	Ebro
Monumentos Naturales	San Juan de la Peña	Hu	264	
	Glaciares pirenaicos	Hu	399*	
Paisaje Protegido	Pinares de Rodeno	Te	3355	

*Casi la totalidad (89%) del Monumento Natural de los Glaciares pirenaicos está incluida dentro del Parque Natural de Posets-Maladeta. Fuente: IAEST, 2003

2.2. Toma de muestras

Previo al comienzo de los muestreos, se obtuvieron las correspondientes autorizaciones de la Dirección General de Medio Natural del Gobierno de Aragón.

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos han sido muestreadas, principalmente, mediante un muestreador Surber en 140 estaciones de la red fluvial aragonesa (cap. 3 a 5, metodología explicada más extensamente en el cap. 4). Para la comparación de métodos, se ha combinado este tipo de muestreo con la red manual en 15 estaciones (cap. 3).

Las comunidades de odonatos han sido muestreadas con una manga entomológica en 185 estaciones (cap. 7 y 8, metodología explicada más extensamente en el cap. 7).

Los individuos colectados han quedado depositados en la Colección de Artrópodos del Departamento de Biología de Organismos y Sistemas de la Universidad de Oviedo.

2.3. Sistemas de Información Geográfica

Se ha confeccionado un Sistema de Información Geográfica (SIG) para analizar la distribución espacial de los datos obtenidos. Se ha hecho tanto para los datos de macroinvertebrados bentónicos como para los de odonatos adultos, lo que ha permitido su análisis espacial y posterior cartografiado. La importancia de la utilización del SIG en esta Tesis Doctoral queda patente en el gran número de sus figuras que han sido realizadas mediante este sistema. Además, el SIG realizado facilita la detección visual de discrepancias entre estos datos y los conocimientos existentes. Es decir, se trata de una comparación frente al histórico de resultados acumulado sobre el tema. Para confeccionar el SIG se ha empleado el programa ArcView 3.1.

La localización exacta de las estaciones (tablas 4-2 y 6-1) fue fijada sobre el terreno vía satélite mediante un GPS e-Trex Garmin. Esos datos de localización fueron pasados desde el GPS a una hoja de cálculo de Microsoft Excel 97, utilizando las coordenadas UTM con una precisión teórica de 1 m y separadas en sus componentes X e Y. A continuación se incluyeron en la tabla los valores numéricos de las densidades medidas en laboratorio para cada taxón.

El siguiente paso, necesario en la elaboración del SIG, fue transformar los valores de los puntos situados en el huso 31 georreferenciándolos al huso 30, con el fin de poder valorar y mostrar todas las estaciones en el mismo SIG. Para ello se empleó el programa de transformación de coordenadas de la Carta Militar Digital de España. Se realizó una primera depuración de errores proyectando las estaciones sobre los ríos de Aragón (fundamentalmente extraídos del GIS-Ebro de la Confederación Hidrográfica del Ebro) y el contorno provincial de la comunidad autónoma. Esto permite identificar los errores en la asignación de las coordenadas espaciales a cada estación.

Esta detección resulta relativamente sencilla de comprobar, ya que las estaciones aparecen desplazadas con respecto a los ríos donde deberían encontrarse. Luego se generó una capa para cada una de las variables consideradas (cada taxón de macroinvertebrados bentónicos o de odonatos). Los datos fueron contrastados primeramente entre sí, para observar la coherencia o no de los resultados obtenidos, y posteriormente con la información bibliográfica de la que se disponía para cada variable (taxón). En el caso de los valores anormales se comprobó si eran o no correctos revisando tanto la matriz de datos (para comprobar errores de transcripción) como las muestras originales (para comprobar errores de determinación). El procedimiento seguido se esquematiza en la fig. 2-4.

Este procedimiento no sustituye a otros mecanismos de minimización de errores (redeterminación de muestras al azar, comprobaciones aleatorias de la base de datos frente al original,...) sino que los complementa, facilitando la localización de posibles errores y, por tanto, mejorando la calidad de los datos obtenidos en el laboratorio. Al realizarlo con anterioridad a los otros métodos citados, detecta visualmente los errores más notables, permitiendo una mayor sensibilidad de los otros métodos.

2.4. Técnicas de Análisis Multivariante

Los métodos de análisis multivariante son primariamente descriptivos, pero eso no es una desventaja, puesto que la inferencia estadística es posible (James & McCulloch, 1990). Han sido ampliamente utilizados a la hora de describir las similitudes entre comunidades de organismos. Aquí, su utilización ha seguido el siguiente esquema: 1) cálculo de las similitudes entre estaciones/taxones, 2) análisis jerárquico de agrupamiento de las comunidades/especies, 3) orde-

2.4.1. SIMILITUDES ENTRE ESTACIONES/TAXONES

Para las similitudes entre estaciones (comunidades) y entre taxones se han calculado las correspondientes semimatrices de similitud entre pares de estaciones/taxones mediante el coeficiente de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957). Existen diversos índices para valorar la similitud entre dos estaciones/taxones, al igual que ocurre con otras medidas que tienen que ver con la biodiversidad (p. ej., Moreno, 2001). El coeficiente de Bray-Curtis ha sido ampliamente utilizado en estudios ecológicos y ambientales (Clarke *et al.*, 2006). En este coeficiente se puede emplear la abundancia y de cada taxón i presente en las estaciones a la hora de calcular la similitud o diferencia entre las estaciones (y también puede ser empleado con datos de presencia/ausencia). La diferencia entre dos estaciones se corresponde con la fórmula:

$$D_{12}^{B-C} = 100 * \frac{\sum_i |y_{i1} - y_{i2}|}{\sum_i (y_{i1} + y_{i2})}$$

En dicho coeficiente la similitud (definida como 100 menos la diferencia) varía entre 0, cuando dos estaciones no tienen ninguna especie en común, y 100, cuando tienen las mismas especies con el mismo número de individuos ambas estaciones.

En las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (cap. 5), la similitud se ha calculado tanto para los datos de presencia/ausencia de taxones como para diversas transformaciones de la densidad. Al utilizar valores de presencia/ausencia se otorga el mismo peso en las comparaciones a todos los taxones, mientras que al emplear las densidades se incrementa el peso en las comparaciones de aquellos taxones más abundantes en cada muestra, peso que varía dependiendo de la transformación que empleemos (Clarke, & Warwick, 1994; Clarke & Gorley, 2006). En las comunidades de libélulas (cap. 7), se ha empleado sólo con datos de presencia/ausencia, puesto que el número de individuos capturados por especie no guarda relación con el número de individuos presentes.

2.4.2. ANÁLISIS JERÁRQUICO DE AGRUPAMIENTO (TIPO CLUSTER)

Cormack (1971) clasificó las técnicas de agrupamiento de muestras (comunidades o especies) en cinco grupos: jerárquicas, de optimización, de búsqueda de moda, de amontonamiento y misceláneas. En este caso se ha decidido emplear un análisis jerárquico de agrupamiento a partir de las semimatrices de similitud. Este tipo de análisis presentan una salida en forma de dendrograma, en la cual se forman grupos dentro de los grupos siguiendo un gradiente de similitud. Se realiza seleccionando primero el par de estaciones con un valor de similitud más alto y se unen. A continuación se recalculan las similitudes de ese par de muestras con el resto. Se ha empleado la media de similitudes del grupo tras cada agrupamiento de estaciones, por entender que este era un valor más apropiado que los valores más extremos. El programa continúa hasta que el dendrograma presenta ya todas las estaciones. Aunque la salida gráfica permite una interpretación visual de la organización de las comunidades, conforme se incrementa el número de localidades o taxones a comparar puede ser más complicada su interpretación. Además, los pasos iniciales de agrupación pueden limitar los subsiguientes, lo que limita su capacidad resolutoria y la valoración conjunta de las similitudes entre muestras.

2.4.3. ANÁLISIS DE ORDENACIÓN POR ESCALAMIENTO MULTIDIMENSIONAL NO MÉTRICO (MDS)

El n-MDS describe los datos reduciendo el número de dimensiones, usualmente por medio de una salida gráfica, y permite descubrir relaciones no lineales (James & McCulloch, 1990). Emplea como dimensiones cada una de las variables suministradas (taxones en el caso de los macroinvertebrados, especies en los odonatos) y después muestra la ordenación realizada en un número menor de dimensiones (dos para su conversión en un plano, tres para su interpretación visual en el ordenador). La diferencia entre esta ordenación bi o tridimensional que vemos y la ordenación real multidimensional (106 dimensiones en el caso de los macroinvertebrados, 45 en el de las libélulas) se expresa como el estrés del gráfico (un estrés de 0 indicaría que no hay diferencias). Al ordenar gráficamente todas las muestras se facilita su interpretación: en principio, con esta ordenación, las muestras con una similitud mayor se encuentran más cerca en el gráfico que las muestras con menor similitud. El modelo no tiene asunciones sobre la forma de los datos o de las relaciones de las muestras, y el enlace entre el gráfico final y los datos iniciales es relativamente transparente en su explicación (Clarke & Warwick, 2001).

Es posible la superposición de anillos de similitud decreciente sobre el gráfico, lo que permite valorar en cierta medida la adecuación a la realidad de las ramas de un dendrograma realizado mediante un análisis jerárquico de agrupamientos, tal y como se ha realizado en el análisis de la similitud entre especies de libélulas (cap. 7). Permite además una valoración gráfica de distintos factores mediante el empleo de símbolos/colores distintos, cuya utilidad y elegancia a la hora de analizar gradientes resulta esclarecedora, p. ej. al analizar las comunidades de macroinvertebrados con el tipo de río y el estado ecológico (cap. 5).

2.4.4. ANÁLISIS DE SIMILITUDES Y PRUEBAS ESTADÍSTICAS

Es posible valorar que taxones son responsables de las similitudes entre estaciones del mismo grupo y las diferencias entre las de los distintos grupos, con independencia de que estas agrupaciones de estaciones hayan sido realizadas *a priori*, o empleando algunos de los análisis anteriores o mediante otras variables distintas, como las ambientales del cap. 7. Para valorar estas contribuciones a la similitud se ha empleado el algoritmo SIMPER del PRIMER, que nos proporciona el porcentaje que representa cada especie.

Para valorar si la separación en esos grupos tiene significación estadística se ha empleado el análisis de similitudes ANOSIM, únicamente para grupos creados *a priori* y para contrastar otras clasificaciones y regionalizaciones de las comunidades (cap. 5). Este análisis compara las similitudes intra e intergrupales de las estaciones, empleando como hipótesis nula la no diferencia en grupos distintos. Si las estaciones de cada grupo muestran similitudes mayores entre sí que con las estaciones de grupos distintos se rechazaría la hipótesis nula.

El análisis de perfiles de similitud SIMPROF también valora las diferencias en similitud inter e intragrupal, pero en este caso sobre los distintos nodos de un dendrograma generado por análisis de agrupamiento jerárquico. Se expone en el cap. 8, el único donde se emplea.

Tanto el ANOSIM como el SIMPROF valoran las diferencias mediante la comparación con distribuciones generadas con esas mismas variables permutadas. En ambos casos, y dado el consumo de tiempo de computación que representan, se han realizado con dos conjuntos de 1000 permutaciones.

2.4.5. VALOR INDICADOR DE LOS TAXONES

Para evaluar los taxones indicadores se ha analizado el valor indicador de cada taxón, mediante el programa IndVal 2.0 (Dufrière & Legendre, 1997). Este valor indicador es expresado como el grado (%) en el que cumple los criterios de especificidad (que esté en un único grupo) y fidelidad (que esté en todas las estaciones del grupo) dentro de cualquier grupo particular de estaciones (McGeoch & Chown, 1998). Para cada taxón i en cada grupo de estaciones j se calcula multiplicando A_{ij} , que es la abundancia media del taxón i en las estaciones del grupo j comparada con todos los grupos estudiados (especificidad), por B_{ij} , que es la frecuencia relativa de la presencia del taxón i en las estaciones del grupo j (fidelidad).

El valor del índice es máximo (100%) cuando los individuos de la especie i son observados en todos los sitios de un único grupo de estaciones (Dufrière & Legendre, 1997). Este valor de indicación es independiente de las abundancias relativas de los distintos taxones. Así, si dos taxones presentan tendencias muy similares de especificidad y fidelidad, pero difieren en abundancia, su valor indicador IndVal será el mismo (McGeoch & Chown, 1998).

Con el fin de comprobar la significación de este valor indicador se realiza un procedimiento de reasignación aleatoria entre sitios de grupos, usando en nuestro caso 10 000 permutaciones. La significación es evaluada comparando las diferencias entre los valores observados y los generados, mediante un test t y uno de rangos (Dufrière & Legendre, 1997).

Este método ha sido empleado en diversos grupos taxonómicos (Dufrière & Legendre, 1997; Van Rensburg *et al.*, 1999; Bruun & Ejrnæs, 2000; Schiegg, 2000), incluyendo macroinvertebrados bentónicos (Prat & Munné, 1998; Paavola *et al.*, 2003; Bonada i Caparrós, 2003). Aquí se ha empleado para valorar los taxones de macroinvertebrados indicadores de cada tipo de río (cap. 5) y las libélulas indicadoras de los distintos estados de las variables explicativas de la organización general de sus comunidades y del estado ecológico (cap. 7).

3. Comparación del muestreo de macroinvertebrados bentónicos fluviales mediante muestreador Surber y red manual en ríos de Aragón

3.1. Introducción

La Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) reconoce y enfatiza la importancia de los indicadores biológicos para evaluar el estado ecológico de las aguas superficiales. La decisión de cuáles serán los indicadores usados (macrófitos, diatomeas, peces y/o macroinvertebrados) y cómo serán utilizados recae en cada estado (y dentro de él en las administraciones con competencias). La Directiva establece, sin embargo, que los métodos deberán ser conformes a las normas internacionales o, en todo caso, garantizarán que la información suministrada sea de calidad y comparabilidad equivalentes. Por tanto, los métodos que se empleen deberán seguir alguna de las normas de estandarización referidas en la Directiva; en el caso de los macroinvertebrados fluviales la norma de muestreo con red manual (EN 27828:1994) o con muestreador Surber (EN 28265:1994), añadiéndose otros sistemas para aguas profundas (EN ISO 9391:1995).

Ante esto cabe preguntarse en qué medida son comparables los resultados de utilizar un método u otro, teniendo en cuenta que la utilización de distintos métodos de muestreo (o en su caso de distintos índices) puede variar la puntuación que se le de a un tramo determinado (p. ej., Solimini *et al.*, 2000a,b). En la norma de estandarización de la red manual, para validar el método, recurren a la comparación de los resultados con los de cubeta muestreadora, encontrando una alta correlación para el número de taxones en dos ríos británicos.

Dadas las diferencias existentes en cuanto a la tipología e hidrología de los ríos británicos y los de la Península Ibérica, existe la duda de si estos resultados serán aplicables a nuestros ríos, o si presentarán diferencias, especialmente en los ríos mediterráneos. El objetivo de este estudio es comparar ambos métodos (red manual *versus* muestreador Surber) en el conjunto de la red fluvial de Aragón, con independencia del tipo de río del que se trate.

3.2. Material y métodos

3.2.1. ÁREA DE ESTUDIO

El territorio de Aragón (NE de la Península Ibérica) se reparte entre las regiones ibérico-macaonésica (mayoritaria) y Pirineos de la Directiva Marco del Agua. Sus ríos forman parte de las cuencas del Ebro, Turiá, Mijares, Júcar y Tajo, si bien la primera abarca la mayoría de su territorio (ver cap. 2).

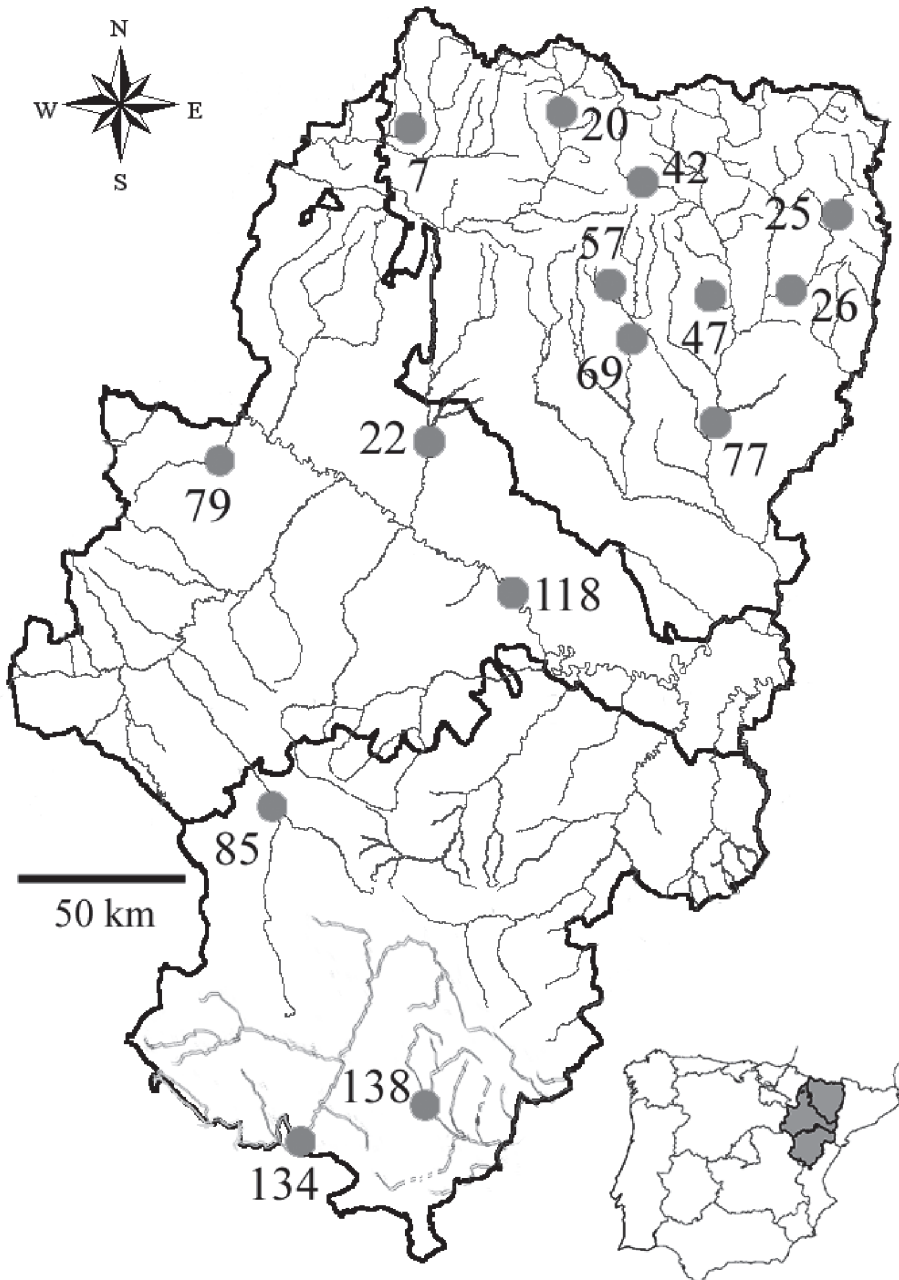
Se tomaron 15 estaciones de muestreo (fig. 3-1, numeración como cap. 4) distribuidas por la extensa red fluvial aragonesa. Se eligieron intentando abarcar los distintos tipos de río existentes en ella (pirenaicos, mediterráneos, grandes ríos) y con distintos estados ecológicos de acuerdo con estudios previos (ver cap. 4). Distintas características de los tramos elegidos pueden consultarse en Torralba Burrial & Ocharan (2007a).

3.2.2. TOMA DE MUESTRAS

En cada tramo se tomaron muestras mediante muestreador Surber y red manual en verano de 2004. Se utilizó un muestreador Surber de 30 cm de lado, tomando una muestra en zona con corriente turbulenta y otra en laminar (siempre que existieran ambas facies). En el caso de que en el tramo no hubiera zonas con flujo turbulento (río Ebro en Pina de Ebro) se tomaron dos muestras en régimen laminar. El muestreador Surber fue construido y la toma de muestras realizada siguiendo la norma internacional de estandarización UNE-EN 28265 (ISO 8265: 1988) (AENOR, 1995a).

FIGURA 3-1

Situación en la red fluvial aragonesa de las estaciones de muestreo empleadas en la comparación de métodos



En cada uno de estos tramos se tomó también una muestra con red manual, intentando pasarla por todos los hábitats presentes en el tramo durante un tiempo de 10 minutos, que es el tiempo máximo recomendado por la norma internacional de estandarización seguida en este estudio (UNE-EN 27828 [ISO 7828:1985] [AENOR, 1995b]). Se prefirió utilizar un tiempo estándar alto, en lugar de hacer diversas pasadas hasta que no se identificaran más taxones en el campo (novedad propuesta con posterioridad a la adaptación del BMWP: Alba-Tercedor, 1996, 2000), ya que se ha mostrado que incluso en muestreos realizados por investigadores experimentados se pueden pasar por alto taxones en las inspecciones visuales del contenido de la red (Bonada *et al.*, 2002), y lo que pretendíamos era valorar el número total de taxones que se capturaba con cada método. El tiempo empleado es algo superior al de la mayoría de estudios de calidad de aguas de ríos que utilizan macroinvertebrados acuáticos (p. ej., 3 minutos: Carchini *et al.*, 1985; Armitage & Pardo, 1995; Perdikaki & Mason, 1999; Álvarez *et al.*, 2001; Bradley & Omerod, 2002; 5 minutos: Pérez Murciano *et al.*, 1998; De Pauw, 2000; Jesus & Formigo, 2001; 6 minutos: Lytle & Peckarsky, 2001), garantizando así un muestreo exhaustivo. El tamaño de malla empleado con ambas redes fue de 250 μm (ambas redes se confeccionaron a partir de la misma pieza), tamaño que asegura la captura incluso de los primeros estadios de desarrollo de los macroinvertebrados acuáticos (AENOR, 1995a,b). El procesado y almacenamiento de las muestras fue el mismo en ambos métodos (ver cap. 4).

3.2.3. ANÁLISIS DE LOS DATOS

Se valoró si ambos métodos de muestreo daban resultados equivalentes en cuanto a número total de taxones, número de taxones que intervienen en el cálculo de los índices IBMWP e IASPT, valores de dichos índices, número de grupos EPT (familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) y clase de calidad asignada. Para ello se emplearon el coeficiente de correlación de Pearson (para las 5 primeras, tras comprobar normalidad) y el de Spearman para la última, por tratarse de una variable categorizada y no numérica (Siegel, 1956).

Las clases de calidad ("estado ecológico" en la terminología de la Directiva 2000/60/CE) se obtuvieron a partir de los valores del índice IBMWP. Se han considerado equivalentes las cinco clases de la Directiva Marco del Agua con la división definida junto con este índice (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), ya que hasta el momento ha mostrado su aplicabilidad a los ríos ibéricos (Alba-Tercedor *et al.*, 2002).

Para comparar si con alguno de los dos métodos se capturaban más taxones o se obtenían valores mayores de las variables consideradas, se emplearon los test de signos y de Wilcoxon; el primero considera sólo qué método obtiene valores superiores en cada estación, mientras que el segundo además emplea la magnitud relativa de dicha variación (Siegel, 1956). Para la realización de los tests se emplearon el paquete estadístico SPSS para Windows 10.1.4 y Microsoft Excel 2000, utilizando test de dos colas en todos los casos.

3.3. Resultados

Se ha recogido un total de 71 taxones entre las 15 estaciones. La distribución de los taxones en los distintos tramos muestreados y el método con el que han sido recogidos han sido publicados en Torralba Burrial & Ocharan (2007a). Ambos métodos proporcionan resultados similares cuando se emplean en una misma comunidad, y esta similitud se manifiesta en elevados índices de correlación y pendientes cercanas a 1 (fig. 3-2). Pese a estas elevadas correlaciones, con el muestreador Surber se ha capturado generalmente un número ligeramente

mayor de taxones, y también de taxones que forman parte del índice (lo que da por tanto un valor del índice un poco más elevado), que al utilizar la red manual.

No obstante, ninguno de los dos métodos capturó la totalidad de los taxones presentes en cada tramo en ese momento. En relación con el número total de taxones capturados en un tramo con cualquiera de los dos métodos, el muestreador Surber mostró una mayor eficiencia media ($89,16 \pm 5,90\%$), que la red manual ($76,82 \pm 8,68\%$), diferencia estadísticamente significativa (t de Student, $p < 0,01$). Ninguno de los taxones fue capturado preferentemente por uno solo de los dos métodos (test de χ^2 sin diferencias significativas para ningún taxón al comparar ambos métodos).

Al comparar los resultados del muestreador Surber en régimen laminar y en régimen turbulento (datos publicados en Torralba Burrial & Ocharan, 2007a), encontramos que de forma general no se captura un número mayor de taxones, ni resultan valores mayores de los índices, en una facies que en otra (test de Wilcoxon no significativo). Los efemerópteros oligoneúridos parecen limitados a las muestras obtenidas en flujo turbulento ($p < 0,05$ en el χ^2), mientras que no hemos encontrado diferencias significativas en el resto de taxones (esto podría deberse al bajo número de muestras obtenidas para algunos taxones).

Sin embargo, si consideramos sólo los datos obtenidos con el muestreador Surber en régimen laminar, encontramos valores inferiores a los que arroja la red manual en cuanto a número de taxones, valoración IBMWP y clase de calidad asignada ($p < 0,05$ con el test de Wilcoxon), algo que no ocurre al considerar sólo los resultados obtenidos en régimen turbulento.

3.4. Discusión

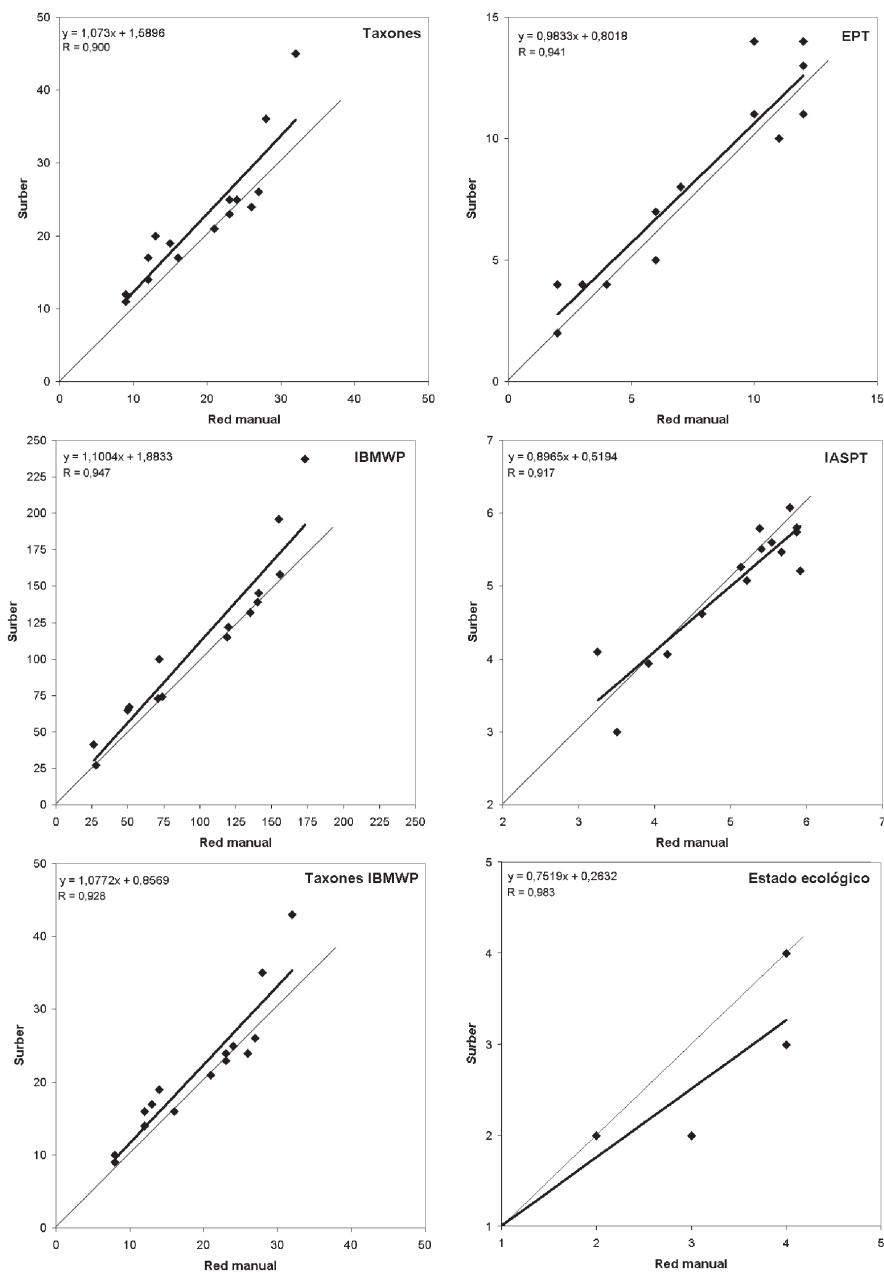
Como resulta esperable en trabajos de campo, con ninguno de los dos métodos empleados se puede garantizar que se capturen todos los taxones de macroinvertebrados presentes en la comunidad en un momento determinado, y así en muestreos concretos encontramos taxones que han sido capturados con un método pero no con otro. En su comparación en ríos australianos, Storey *et al.* (1991) capturan los taxones menos frecuentes predominantemente con el Surber, pero en nuestro caso las diferencias de capturabilidad de cada taxón no están asociadas a un método concreto; es decir, los taxones que se encuentran a baja densidad en la comunidad pueden no ser capturados por el muestreador Surber o por la red manual (o por ninguno de los dos), sin que haya diferencias estadísticamente significativas entre esos métodos para cada taxón individual.

Con independencia de lo expuesto, al utilizar el muestreador Surber hemos capturado generalmente un número ligeramente superior de taxones que al utilizar la red manual, diferencia que se incrementa en comunidades con un alto número de taxones. Por ello, la eficiencia del muestreador Surber ha sido algo mayor que la de la red manual (valoradas para ambos métodos en relación con los taxones cogidos por alguno de los dos métodos en cada tramo). Estos resultados concuerdan con estudios previos (Yoshimura & Maeto, 2004; Genomi & Strada, 2000; Storey *et al.*, 1991).

Los resultados obtenidos para los ríos aragoneses con ambos métodos presentan una elevada correlación, de forma similar a la recogida en la norma de estandarización (EN 27828:1994). Esto indica que ambos métodos se comportan de una manera similar a la hora de extraer información cualitativa de la comunidad de macroinvertebrados, por lo que a ese respecto pueden ser considerados equivalentes.

FIGURA 3-2

Correlaciones entre los muestreos con muestreador Surber y los muestreos con red manual ($p < 0,001$ en todos los casos). En el estado ecológico, la coordenada (1,1) representa 8 casos, la (2,2) tres casos, la (2,3) dos casos y el resto un caso cada una



La utilización del muestreador Surber presenta sin embargo varias ventajas sobre la red manual: (1) facilita la estandarización de los muestreos, (2) da como resultado muestras con menor cantidad de elementos no deseados (algas, arena), y (3) proporciona datos numéricos de abundancias. Estos datos son expresables como densidades (número de individuos por metro cuadrado), algo que no podemos conseguir con la red manual. Esto permite analizar las comunidades con una mayor precisión, aunque el recuento de los ejemplares implique un mayor coste temporal por muestra analizada. Si bien el índice IBMWP no valora la abundancia a la que se encuentra cada taxón en la comunidad (puntuúa lo mismo se encuentre un único individuo que muchos), la Directiva 2000/60/CE sí que hace referencia a la abundancia de los taxones de invertebrados que conforman la comunidad, datos que no pueden ser obtenidos si se emplea la red manual, pero sí al utilizar el muestreador Surber.

4. Estado ecológico de los ríos aragoneses según sus comunidades de macroinvertebrados

4.1. Introducción

El objetivo de este capítulo es valorar el estado ecológico de la red fluvial aragonesa, mediante el análisis de las comunidades de macroinvertebrados que viven en sus aguas. Esta valoración sigue las indicaciones que figuran en la Directiva 2000/60/CE “Directiva Marco de Aguas” (DMA) de la Unión Europea. Para aquellos tramos cuyo estado ecológico ha resultado inferior al buen estado, marcado como mínimo requerido por la DMA, se indican las presiones e impactos a los que se hallan sometidos, siempre que ha sido posible averiguarlos. Cuando ha sido posible, se han comparado los resultados obtenidos con los publicados por otros autores anteriores (la bibliografía es sumamente escasa para Aragón) y con los informes publicados por las distintas Confederaciones Hidrográficas en el territorio que les corresponde.

Sin embargo, hay que indicar que el concepto de estado ecológico va mucho más allá del de calidad de las aguas, y por eso resulta difícil su comparación en bastantes casos. Así, en los informes anuales de calidad de las aguas de la Confederación Hidrográfica del Ebro, éstas vienen clasificadas en cuatro categorías, según su dificultad para ser potabilizadas (tabla 4-1), con lo que degradan el concepto de río al de un canal que suministra agua para riego y uso de boca. En estos casos se ha procedido a comparar su mejor o peor calidad manteniendo cada categoría por separado, sin hacer identificaciones entre las de las distintas escalas.

■ TABLA 4-1

Categorías de calidad de las aguas de la Confederación Hidrográfica del Ebro

Categoría	Tratamiento necesario para potabilización
A1	Físico simple y desinfección
A2	Físico normal, químico y desinfección
A3	Físico y químico intensivo, afino y desinfección
<A3	No utilizable (excepcionalmente puede mezclarse con aguas de calidad superior hasta que se eleve su calidad)

En el Plan Hidrológico del Ebro (aprobado por el Real Decreto 1664/1998 de 24 de julio, publicado BOE 222 de 16 de septiembre de 1999), se establecen como objetivos de calidad la que deberán tener las aguas de los ríos de la cuenca, valorada ésta según los tratamientos necesarios para potabilizarla. Estos objetivos, C1, C2 y C3 equivalen a las mediciones de calidad A1, A2 y A3. Esta categorización es independiente de la DMA, ya que no considera el río como ecosistema sino simplemente como suministrador de agua. En este sentido, se podrían encontrar tramos que cumplieran con los objetivos de calidad del agua del P. H. del Ebro pero no con los de la DMA, por tener un estado ecológico inferior al bueno.

4.2. Material y Métodos

4.2.1. SELECCIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

La Directiva 2000/60/CE considera como unidad principal de gestión la demarcación hidrográfica, por lo que hemos estructurado este capítulo por cuencas hidrográficas. De esta forma, 120 tramos fueron muestreados en la cuenca del río Ebro, 13 en la del Turia, cinco en la del Mijares, una en la del Júcar y otra en la del Tajo. Si consideramos la demarcación en Confederaciones Hidrográficas que rige en España, 120 estaciones (85,71% de las muestreadas) se

encuentran en territorio de la Confederación Hidrográfica del Ebro (que comprende el 88,23% de la superficie de Aragón), 19 (13,57%) en la C. H. del Júcar (11,86% de Aragón) y una (0,71%) en la C. H. del Tajo (0,5%).

Estas estaciones fueron seleccionadas siguiendo un criterio de representatividad, y de acuerdo con las indicaciones de los técnicos de los Servicios Provinciales de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón. La selección de las estaciones se realizó sobre cartografía 1:75 000 del Instituto Cartográfico Nacional, y posteriormente se determinó sobre el terreno la localización exacta de cada punto, teniendo en cuenta su adecuación para el estudio previsto y su accesibilidad. Estos puntos fueron fijados vía satélite mediante un GPS Etrex Garmin. Su localización puede consultarse en la tabla 4-2 y fig. 4-1.

■ TABLA 4-2

Nombre y situación (coordenadas UTM) de las estaciones de muestreo de macroinvertebrados bentónicos en la red fluvial aragonesa

Nº	Prov.	Río	Localidad	Huso	X-UTM	Y-UTM
1	Hu	Gas	Lerés	30T	0707757	4715786
2	Hu	Estarrón	Aísa	30T	0694899	4728912
3	Hu	Osía	Jasa	30T	0690922	4729238
4	Hu	Aragón Subordán	Selva de Oza	30T	0687556	4746795
5	Hu	Aragón Subordán	Embún	30T	0686905	4721999
6	Hu	Veral	Ansó	30T	0677525	4736107
7	Hu	Veral	Biniés	30T	0678758	4721605
8	Hu	Aragón	Canfranc	30T	0702669	4732789
9	Hu	Aragón	Martes	30T	0673655	4717685
10	Z	Arba de Biel	El Frago	30T	0670428	4681919
11	Z	Arba de Biel	Erla	30T	0669763	4664504
12	Z	Arba de Luesia	Malpica de Arba	30T	0654110	4685134
13	Z	Riguel	Uncastillo - Sádaba	30T	0646718	4685996
14	Z	Arba	Tauste	30T	0647374	4654698
15	Hu	Guarga	Laguarda	30T	0737842	4699352
16	Hu	Guarga	Ordovés	30T	0718480	4697184
17	Hu	Aurín	Isín	30T	0713207	4719734
18	Hu	Tulivana	Sabiñánigo 1	30T	0713422	4712189
19	Hu	Tulivana	Sabiñánigo 2	30T	0716821	4710185
20	Hu	Gállego	Biescas	30T	0719414	4723370
21	Hu	Gállego	Ardisa	30T	0685148	4671760
22	Z	Gállego	Zuera	30T	0684403	4638049
23	Hu	Cinqueta	Gistaín	31T	0282275	4721519
24	Hu	Cinqueta	Saravillo	31T	0275924	4715789
25	Hu	Isábena	Obarra	31T	0302253	4696367
26	Hu	Isábena	El Soler	31T	0287750	4675772
27	Hu	Esera	L'Ospital	31T	0303853	4728341
28	Hu	Esera	Olvena	31T	0272099	4664738
29	Hu	Sosa	La Almunia de San Juan	31T	0272843	4644447
30	Hu	Baliera	Ribera	31T	0306585	4707187
31	Hu	Noguera-Ribagorzan.	Arén	31T	0313326	4681081

n tabla 4-2 (cont.)

Nº	Prov.	Río	Localidad	Huso	X-UTM	Y-UTM
32	Hu	Bellós	Fuen Blanca	31T	0258900	4724700
33	Hu	Bellós	Puértolas	31T	0244674	4712092
34	Hu	Arazas	Pradera Ordesa	30T	0741491	4726156
35	Hu	Arazas	Desembocadura del Arazas	30T	0737481	4726544
36	Hu	Ara	Bujaruelo	30T	0737009	4730633
37	Hu	Ara	Broto (antes)	30T	0736244	4721328
38	Hu	Ara	Broto (después)	30T	0736231	4719592
39	Hu	Ara	Asín de Broto	30T	0734683	4713129
40	Hu	Ara	Fiscal (antes)	30T	0736744	4709776
41	Hu	Ara	Fiscal (después)	30T	0737826	4708495
42	Hu	Ara	Ligüerre de Ara	30T	0740073	4707088
43	Hu	Ara	Jánovas	30T	0746323	4705968
44	Hu	Ara	Boltaña (antes)	31T	0258502	4703363
45	Hu	Ara	Boltaña (después)	31T	0259580	4702386
46	Hu	Ara	Aínsa	31T	0264727	4699612
47	Hu	Susía	Castejón de Sobrarbe	31T	0266753	4686584
48	Hu	Vero	Santa María de la Nuez	31T	0255998	4687449
49	Hu	Vero	Almazorre	31T	0257188	4682351
50	Hu	Vero	Lecina	31T	0256365	4679448
51A	Hu	Vero	Alquezar (antes puente Villacantal)	31T	0254818	4674264
51B	Hu	Vero	Alquezar (después puente Villacantal)	31T	0254818	4674264
52	Hu	Vero	Alquezar (antes camping)	31T	0254344	4671564
53	Hu	Isuala	Las Bellostas	30T	0745001	4693504
54	Hu	Isuala	Alberuela de la Liena	30T	0744759	4672322
55	Hu	Mascún	Rodellar	30T	0740728	4685976
56	Hu	Calcón	Labata	30T	0734241	4674960
57	Hu	Formiga	Bastarás	30T	0734187	4677833
58	Hu	Formiga	Sieso de Huesca	30T	0736760	4673405
59	Hu	Guatizalema	Nocito (antes de -)	30T	0725981	4689963
60	Hu	Guatizalema	Nocito (después de -)	30T	0726111	4687525
61	Hu	Guatizalema	La Almunia del Romeral	30T	0724296	4676057
62	Hu	Guatizalema	Argavieso	30T	0725463	4658639
63	Hu	Flumen	Salto Roldán	30T	0716351	4681897
64	Hu	Flumen	Lalieza	30T	0728390	4635051
65	Hu	Alcanadre	Bara	30T	0737082	4690571
66	Hu	Alcanadre	Pedruel	30T	0740666	4684104
67	Hu	Alcanadre	Bierge	30T	0740141	4673407
68	Hu	Alcanadre	Casbas de Huesca	30T	0738705	4670468
69	Hu	Alcanadre	Angüés	30T	0739036	4664175
70	Hu	Alcanadre	Sena	30T	0746002	4621371
71	Hu	Alcanadre	Sariñena	30T	0736928	4630524
72	Hu	Cinca	Bielsa	31T	0273261	4721295
73	Hu	Cinca	Labuerda - Escalona	31T	0265621	4706424
74	Hu	Cinca	Enate	31T	0271099	4663824
75	Hu	Cinca	El Grado	31T	0270996	4666806

■ TABLA 4-2 (cont.)

Nº	Prov.	Río	Localidad	Huso	X-UTM	Y-UTM
76	Hu	Cinca	Ariéstolas	31T	0266348	4649001
77	Hu	Cinca	Monzón	31T	0265591	4643243
78	Hu	Cinca	Mirasot	31T	0276463	4603809
79	Z	Huecha	Magallón	30T	0627312	4631301
80	Z	Manubles	Bijuesca	30T	0590001	4598463
81	Z	Isuela	Tierga	30T	0616302	4606450
82	Z	Mesa	Jaraba	30T	0594092	4560512
83	Te	Pancrudo	Navarrete del Río	30T	0650167	4530446
84	Te	Jiloca	Torrijos del campo	30T	0640502	4520929
85	Te	Jiloca	Calamocha	30T	0641760	4536899
86	Te	Jiloca	San Martín del Río	30T	0636231	4547588
87	Z	Jiloca	Fuentes del Jiloca	30T	0622016	4565085
88	Z	Perejiles	Belmonte de Calatayud	30T	0623887	4573661
89	Z	Grijo	Codos	30T	0636281	4572291
90	Z	Jalón	Cetina	30T	0586369	4572394
91	Z	Jalón	Huérmeda	30T	0617472	4581992
92	Te	Huerva	Lagueruela	30T	0652068	4544889
93	Z	Huerva	Cerveruela	30T	0649845	4564154
94	Z	Cámaras	Herrera de los Navarros	30T	0673886	4567970
95	Te	Aguasvivas	Blesa	30T	0677855	4546404
96	Z	Aguasvivas	Moneva	30T	0682139	4555066
97	Z	Aguasvivas	Almochuel	30T	0705147	4572590
98	Te	Martín	Obón	30T	0692017	4530601
99	Te	Martín	Ariño	30T	0701895	4545592
100	Te	Martín	Samper de Calanda	30T	0718292	4563299
101	Z	Regallo	Chipriana	30T	0738945	4568026
102	Te	Bergantes	Aguaviva	30T	0737666	4524417
103	Te	Guadalope	Aliaga	30T	0698474	4506969
104	Te	Guadalope	Ladruñán	30T	0721490	4512801
105	Te	Guadalope	Castelserás	30T	0739722	4544998
106	Te	Guadalope	Alcañiz	30T	0744429	4551154
107	Z	Guadalope	Caspe	31T	0249521	4566405
108	Te	Algar	Calaceite	31T	0267470	4546257
109	Z	Algar	Nonaspe	31T	0268826	4565073
110	Te	Matarraña	Valderrobres	31T	0256550	4530829
111	Z	Matarraña	Maella	31T	0259596	4555325
112	Z	Matarraña	Nonaspe	31T	0269881	4565954
113	Z	Matarraña	Fayón	31T	0274917	4569289
114	Z	Ebro	Novillas	30T	0633666	4643866
115	Z	Ebro	Alfocea	30T	0670380	4619418
116	Z	Ebro	Zaragoza (Gállego)	30T	0679216	4613109
117	Z	Ebro	Zaragoza (depuradora)	30T	0683078	4608702
118	Z	Ebro	Pina de Ebro	30T	0705760	4596303
119	Z	Ebro	Escatrón	30T	0723778	4575293
120	Te	Gallo	Orihuela del Tremedal	30T	0614052	4489580
121	Te	Cabriel	El Vallecillo	30T	0623555	4452953

■ TABLA 4-2 (cont.)

Nº	Prov.	Río	Localidad	Huso	X-UTM	Y-UTM
122	Te	Alfambra	Allepuz	30T	0691064	4484963
123	Te	Alfambra	Aguilar de Alfambra	30T	0686392	4494640
124	Te	Alfambra	Galve	30T	0680011	4501492
125	Te	Alfambra	Teruel	30T	0662467	4472991
126	Te	Camarena	Camarena de la Sierra	30T	0666462	4447368
127	Te	Guadalaviar	Villar del Cobo	30T	0612787	4472110
128	Te	Guadalaviar	Torres de Albarracín	30T	0624251	4475862
129	Te	Guadalaviar	Cella	30T	0642604	4473911
130	Te	Ebrón	El Cuervo	30T	0642627	4446197
131	Te	Turia	Teruel	30T	0659437	4467749
132	Te	Turia	Villaespesa (Teruel)	30T	0659000	4462852
133	Te	Turia	Villel	30T	0654452	4454985
134	Te	Turia	Libros	30T	0649686	4445524
135	Te	Linares	Castelvispal	30T	0711377	4461441
136	Te	Rodeche	Fuentes de Rubielos	30T	0706974	4448258
137	Te	Albentosa	Albentosa	30T	0689724	4441099
138	Te	Mijares	Valbona	30T	0683626	4455491
139	Te	Mijares	Sarrión	30T	0690083	4447958

Hay que tener en cuenta que, dada la selección de estaciones, los muestreos realizados sólo permiten establecer las condiciones generales de las distintas cuencas y subcuencas, pudiendo existir dentro de ellas puntos concretos con afecciones particulares y que no han sido detectados.

Los muestreos fueron realizados en el año 2001 para la mayoría de la parte norte de la cuenca del Ebro y su eje (estaciones 1-47, 61-62, 69-78, 114-115 y 118-119) y en el 2002 para la parte sur de dicha cuenca (estaciones 79-113 y 116-117), para el Parque de la Sierra y los Cañones de Guara (estaciones 48-60 y 63-68) y para las otras cuencas presentes en Aragón (estaciones 120-139). Cada tramo fue visitado en dos campañas (junio-julio la primera, agosto-septiembre la segunda).

Una vez estudiada cada una de las cuencas y subcuencas, se exponen las consideraciones generales sobre la red fluvial aragonesa en su conjunto.

4.2.2. TRABAJO DE CAMPO

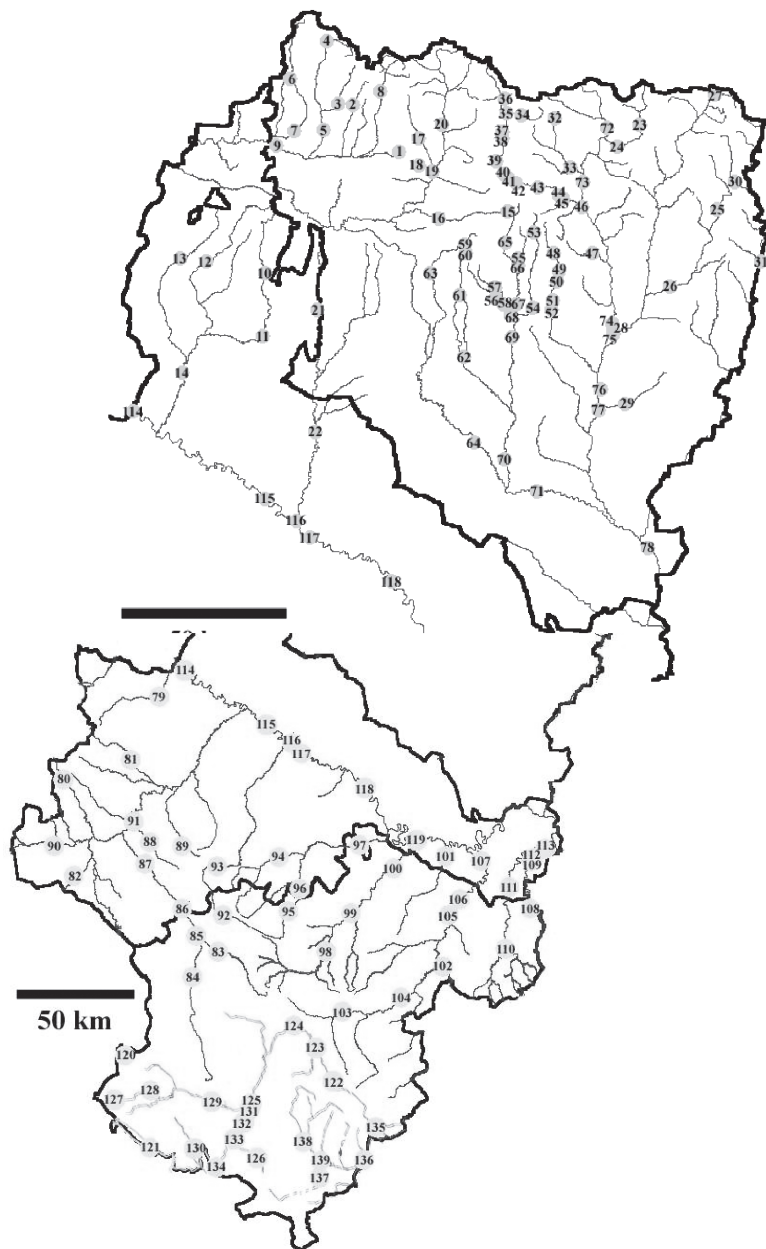
4.2.2.1. Caracterización de la estación

Una vez en el tramo a muestrear, se tomaron una o varias fotografías, antes de penetrar en el lecho del río, que posteriormente ayudaron en la descripción del mismo y de las condiciones de la corriente. Al tomarlas antes de penetrar en el río se evita incrementar la turbidez de las aguas en las fotografías.

Se rellenó una ficha estándar o formulario de cada lugar muestreado. Esta ficha contenía los datos recogidos en la etiqueta de la muestra (localización), complementados por las observaciones que se consideraron pertinentes (cobertura y tipo de la vegetación sumergida, cobertura y tipo de la vegetación de las orillas, naturalidad y estructura de las márgenes, contaminación aparente, caudal anormal, presencia de especies alóctonas, referencias a crecidas recientes, otras notas).

FIGURA 4-1

Situación de las estaciones de muestreo en la red fluvial aragonesa. Se ha dividido la región para facilitar la localización de las estaciones, dada la distinta densidad de puntos entre ambas. Se ha empleado un tono distinto para diferenciar mejor los ríos de la cuenca del Ebro del resto. Los números indican la estación de que se trata, según la tabla 4-2



4.2.2.2. Toma de muestras

Dado que se empleó un índice multihábitat para analizar el estado ecológico (el IBMWP, ver más abajo) era necesario muestrear tanto las facies lóxicas como lénticas de cada punto, por lo que se tomó, siempre que fue posible, una muestra en zona de flujo laminar y otra en flujo turbulento. Así se consigue una información más cercana a la realidad sobre la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de cada punto.

Las muestras fueron tomadas con un muestreador Surber, siguiendo la norma internacional de estandarización EN 28265:1994.

Tras elegir el primer punto de muestreo, en flujo laminar, se sumergió el muestreador Surber en el agua con los bastidores abiertos en ángulo recto, dirigiendo la extremidad abierta aguas arriba, de forma que la red quedara abierta a la corriente. Se colocó firmemente el bastidor inferior sobre el suelo, con el fin de delimitar el área de recogida. Se removió y lavó el contenido del bastidor inferior en la red, hasta una profundidad de entre 30 y 100 mm, según el sustrato. En el caso de que no hubiera suficiente corriente, fue necesario generarla con la mano para que los invertebrados entraran en la red. Se evitó situarse aguas arriba de la boca de la red para no levantar invertebrados que acabarían en la red sin estar dentro del área de muestreo.

Posteriormente se vertió lo recogido sobre una bandeja, lavándose en ella las piedras y ramitas. Se concentró y pasó la muestra a un bote con la ayuda de un filtro de 200 μm de luz de malla (inferior a la del muestreador) para evitar la pérdida de los individuos de menor talla o incompletos. Las muestras fueron fijadas inmediatamente con etanol a una concentración superior al 70%, 96% si había numerosas de algas o sedimentos. Posteriormente se tomó una segunda muestra en flujo turbulento, repitiendo el proceso, que complementa a la anterior pudiendo recolectar taxones no presentes en el otro tipo de flujo.

4.2.3. TRABAJO DE LABORATORIO

4.2.3.1 Control de las muestras

Se contrastó el número de muestras que llegaron al laboratorio con el número de muestras recogidas en el campo, con el fin de confirmar que no se habían producido pérdidas en el transporte. Igualmente se contrastaron los etiquetados interior y exterior de cada bote para confirmar la identidad de las muestras.

4.2.3.2. Determinación y recuento

A continuación se procedió a la determinación y recuento de los invertebrados, principalmente hasta el nivel taxonómico de familia, que es el recomendado en la normativa internacional (EN ISO 8689-1). Para ello se empleó un microscopio estereoscópico y las claves de identificación adecuadas (principalmente Tachet *et al.*, 1991; 2000). Se etiquetaron y conservaron las muestras en alcohol de 70°, depositándolas a continuación en la Colección de Artrópodos del Departamento de Biología de Organismos y Sistemas de la Universidad de Oviedo.

4.2.3.3. Valoración del IBMWP

Con los taxones presentes en las dos unidades muestrales de cada tramo se aplicó la valoración del IBMWP (anteriormente BMWP'). Éste es una adaptación a la realidad ibérica del inglés BMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). En el índice original cada taxón tiene asociada una puntuación de acuerdo con su sensibilidad a la contaminación, siendo el valor del índice la suma de los valores de los taxones presentes (Armitage *et al.*, 1983). El que sea un índice basa-

do en el nivel taxonómico de familia (nivel recomendando en la norma de estandarización UNE-EN ISO 8689-1) ahorra costes temporales en su utilización, lo hace más sencillo, más práctico y aplicable geográficamente (Cao *et al.*, 1997). Este índice se calcula mediante la suma de la puntuación de cada taxón encontrado en la muestra. El valor de cada taxón en el índice está tipificado, pudiendo variar de 1 a 10 según la tolerancia (mayor o menor) a la contaminación que presentan los organismos de ese grupo. Tanto el BMWP como el ASPT (la puntuación media de los taxones presentes que forman el BMWP) han sido profusamente empleados en el Reino Unido (Hawkes, 1997; Logan, 2001) y adaptados a las faunas de otras regiones (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Chessman, 1995; Junqueira & Campos, 1998; Benito de Santos & Puig García, 1999; Mustow, 2002).

Las modificaciones originales de la adaptación ibérica fueron la inclusión de algunas familias y el cambio de puntuación de otras (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). En un principio se presentó como una valoración de los taxones presentes en la comunidad, sin asociarla a ningún tipo concreto de muestreo (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) empleándose por vez primera con la red Surber (Alba-Tercedor & Jiménez Millán, 1985). Posteriormente (Alba-Tercedor, 1996) se ha indicado su utilización con muestras obtenidas con red manual sin tiempo definido (hasta que no se observen nuevos taxones en las redadas consecutivas), llegando a considerarse una particularidad del sistema ibérico que lo separa del original y del resto de adaptaciones (Alba-Tercedor, 2000).

La valoración del IBMWP se ha empleado, o propuesto su empleo, combinada con diversos métodos de muestreo (tabla 4-4). Se trata de una valoración ampliamente utilizada en la Península Ibérica, hasta el punto que se puede decir que es el índice de referencia para todos los estudios de macroinvertebrados de los ríos españoles (Prat, 2001). Resulta especialmente interesante a la hora de valorar el estado ecológico de un río según los requisitos de la Directiva Marco de Aguas, ya que valora la composición, diversidad y sensibilidad a la contaminación de los taxones de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (aunque no su abundancia).

La acotación de las distintas clases de estado ecológico debe de estar referida a los valores que obtendrían las estaciones no alteradas, de acuerdo con la DMA. En la definición original del IBMWP se establecieron también 5 clases (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), pero su transformación en las clases equivalentes de la DMA no debería ser directa, sino basada en los valores de esas estaciones hipotéticamente prístinas. En los años anteriores al desarrollo de este trabajo se observaron numerosos cambios en esas acotaciones, en ocasiones cambios de un río a otro y de año en año (Prat *et al.*, 1997, 2000). En la cuenca del Ebro, Prat & Munné (1999) realizaron una nueva acotación por regiones basada en la serie histórica de datos de macroinvertebrados de la Confederación Hidrográfica del Ebro. La precisión de dichos datos es bastante cuestionable (cap. 5), por lo que se decidió no emplear dicha acotación y mantener la original, toda vez que había estaciones que alcanzaban puntuaciones superiores a 100 en casi todas las regiones. Acotaciones recientes basadas en muestreos realizados con red manual mostraron una coincidencia casi total con las clases originales en los tipos de ríos que contaban con un número elevado de estaciones de referencia (Alba-Tercedor *et al.*, 2002). Son necesarios nuevos estudios para mostrar la equivalencia o no de las clases de calidad al emplear un método u otro. No obstante, y puesto que no se ha desarrollado una metodología predictiva efectiva para evaluar las diferencias entre las comunidades que se darían en ausencia de perturbación antrópica y las presentes en el tramo, se decidió mantener las clases originales.

4.2.3.4. Otros índices de calidad empleados

Los otros índices empleados han sido el IASPT, la riqueza de taxones y el número de grupos EPT. El IASPT (Iberian Average Score Per Taxon) representa la aportación media de cada taxón presente en la muestra al IBMWP

La riqueza de taxones de macroinvertebrados bentónicos se ha empleado también como estima del estado del hábitat. Un tramo heterogéneo, con alta calidad del agua, permitirá la existencia de un mayor número de taxones (tendrá una mayor biodiversidad) que un tramo contaminado. Se valoró también el número de familias EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), ya que esos órdenes están compuestos mayoritariamente por taxones poco tolerantes a la contaminación.

4.2.3.5. Abundancias

A la hora de definir las categorías de estado ecológico en los ríos según la fauna bentónica de invertebrados, la DMA (apartado 1.2.1 del anexo V) hace referencia tanto a la composición como a la abundancia de los taxones. Así, disminuciones importantes de la densidad de

■ TABLA 4-4

Técnicas de muestreo en las que se ha empleado o propuesto la valoración del IBMWP

Referencia	Tipo muestreo
Alba-Tercedor & Jiménez Millán, 1985	2 ó 3 Surber (zonas de orilla y más centrales)
Pujante <i>et al.</i> , 1995 Surber de 2 mm de luz de malla	transecto de 25 m y hasta el centro de la corriente con
Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor <i>et al.</i> , 2002; Bonada <i>et al.</i> , 2002; Jáimez-Cuellar <i>et al.</i> , 2002	hasta que no aparezcan nuevos taxones en las sucesivas redadas; protocolo GUADALMED
Alba-Tercedor, 1996; Hernández <i>et al.</i> , 1996, 1998; Solimini <i>et al.</i> , 2000a,b	sustratos artificiales
Prat <i>et al.</i> , 1997	levantar 5-10 piedras en zonas con corriente y más en zonas con poca corriente
Hernández <i>et al.</i> , 1996	combinación red de mano y sustratos artificiales
Rueda Sevilla <i>et al.</i> , 1996	exhaustivos muestreos con tamiz por todos los hábitats
Munné & Prat, 1997	unas 10 piedras en zonas reófilas y varias pasadas red por los márgenes y zonas vegetación así como barrido con los pies en zonas flujo lenítico
Rueda <i>et al.</i> , 1998	10 submuestreos de 1 m con un cilindro de 30 cm de diámetro
Bonada <i>et al.</i> , 2000	red de mano intentando procurando muestrear todos los sustratos presentes con el mismo esfuerzo de muestreo
Solimini <i>et al.</i> , 2000a; Álvarez <i>et al.</i> , 2001; Martínez Mas <i>et al.</i> , 2004	Red de mano 3 minutos
Younes <i>et al.</i> , 2002 (BMW); Iliopoulou-Georgudaki <i>et al.</i> , 2003	Surber
Jesús & Formigo, 2001; Chaves <i>et al.</i> , 2001	Red de mano 5 minutos
Arluziaga, 2002	Surber y red de mano durante 5-10 minutos
Fernández <i>et al.</i> , 2002	Red de mano dos transectos de 10 minutos
Gonçalves Moreira de Jesús, 2002	4 Surber distintos hábitats por tramo
Gallardo-Mayenco <i>et al.</i> , 2004	Red de mano en todos los mesohábitats, de 2 a 5 mangadas de 30 segundos por mesohábitat.
Ferreira <i>et al.</i> , 2004	Red de mano transecto 6 m en 3 minutos más 10 piedras
Blijswijk <i>et al.</i> , 2004	Tamiz durante unos 20 minutos

macroinvertebrados debidas a causas antrópicas llevarán aparejada una reducción en la categoría de estado ecológico asignada. Este es un punto no recogido en la valoración del IBMWP, donde sólo se tiene en cuenta la presencia de cada taxón (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). El sistema de muestreo puede ser determinante a la hora de poder evaluar este punto, ya que sin el muestreo de una superficie concreta no es posible disponer de datos de densidades. Se procedió pues a valorar la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos presentes en la comunidad, por si hubiera disminuciones importantes asociada a presiones humanas sobre el cauce.

4.2.3.6. Especies alóctonas

El impacto de las especies invasoras sobre las especies nativas, sus comunidades y ecosistemas ha sido ampliamente reconocido, y es considerado como un componente significativo del cambio global (Sakai *et al.*, 2001), y de la reducción de la biodiversidad (Wilson, 2002), además de ser uno de los desafíos principales para la conservación en Europa en este milenio (Genovesi & Shine, 2002). La introducción de especies alóctonas y la alteración del hábitat se consideran las dos amenazas más importantes para la biodiversidad de las aguas continentales (Devin *et al.*, 2005). En los ecosistemas de agua dulce, las especies introducidas causan la homogenización de las biotas, pudiendo tener efectos devastadores sobre las especies endémicas (Rahel, 2002; Englund, 2002; Brasher, 2003).

La mayor parte de las especies introducidas en los medios acuáticos aragoneses son vertebrados (principalmente peces introducidos para el disfrute de algunas personas), los cuales pueden tener efectos negativos sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (p. ej., Allan, 1995; Nyström *et al.*, 2001, 2003). No las hemos valorado aquí, puesto que la localización de estas especies sobre el terreno se encuentra fuera de los objetivos de esta Tesis Doctoral. Por ello, incluimos en este apartado sólo a los macroinvertebrados bentónicos introducidos por el hombre (perturbaciones antrópicas, por tanto) que afectan a las comunidades nativas. Aunque existen en territorio aragonés otras especies de invertebrados acuáticos introducidas con posibles efectos sobre especies autóctonas (como por ejemplo el híbrido *Potamopyrgus antipodarum* sobre otros miembros nativos de su familia), sólo consideramos aquí aquellos invertebrados que pueden afectar negativamente a invertebrados autóctonos recogidos en los Catálogos Nacional y Aragonés de Especies Amenazadas.

A este respecto, se ha procedido a valorar el potencial dañino de los taxones de macroinvertebrados alóctonos introducidos en las aguas aragonesas sobre las especies autóctonas catalogadas. Para determinarlo, se ha realizado una búsqueda bibliográfica y consultado la *ISSG's Global Invasive Species Database* de la UICN (<http://www.issg.org/database>). Esta valoración determina la categoría de estado ecológico máxima a la que puede llegar un tramo que presente esas especies. La penalización aplicada es proporcional a los efectos negativos de cada especie, ya que resulta necesario distinguir entre las especies invasoras con efectos menores de aquellas otras con gran impacto (Parker *et al.*, 1999).

Ocho son las especies de invertebrados acuáticos recogidas en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (listado actual: Decreto 181/2005 del Gobierno de Aragón). De ellas, el ostrácodo *Eucypris aragonica* Brehm & Margalef, 1948, no habita aguas corrientes (es un endemismo de las saladas de Monegros). Las citas aragonesas del gasterópodo *Melanopsis praemorsa* (Linnaeus, 1758) son dudosas, pero en todo caso no se indican las especies introducidas como uno de sus problemas de conservación (Gómez Moliner *et al.*, 2001). Para la otra

especie cogenérica presente en Aragón, *M. penchinati* Bourguignat, 1868, endemismo de las surgencias termales de Alhama de Aragón, sí que se ha citado a la especie invasora *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) como amenaza (Gómez Moliner *et al.*, 2001). El gasterópodo *Pseudamnicola navasiana* (Fagot, 1907) es un endemismo conocido únicamente de su localidad tipo (una fuente en Bulbuenta, Zaragoza) (Gómez Moliner *et al.*, 2001). La localización tan concreta de estos endemismos condiciona en gran medida la valoración del potencial dañino de las especies introducidas sobre ellas; en los lugares dónde estas especies estén presentes no debería haber ninguna especie introducida.

En cuanto a las especies catalogadas distribuidas de una forma algo más amplia, las dos libélulas, *Oxygastra curtisii* (Dale, 1834) y *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1825), no parecen ser especialmente sensibles a invertebrados introducidos, o por lo menos estos no son citados entre sus factores de amenaza (Rosas *et al.*, 1992; Verdú & Galante, 2006). Los dos únicos invertebrados catalogados como “en peligro de extinción” en Aragón, el bivalvo *Margaritifera auricularia* (Splenger, 1793) y nuestro cangrejo *Austroptamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), sí que se encuentran directamente amenazados por especies de invertebrados acuáticos introducidas.

Se han considerado las siguientes especies introducidas de macroinvertebrados bentónicos: los cangrejos *Procambarus clarkii* y *Pacifastacus leniusculus*, y los bivalvos *Dreissena polymorpha* y *Corbicula fluminea*.

***Procambarus clarkii* (Girard, 1852).** Conocido como cangrejo rojo o de las marismas, es una especie de origen norteamericano extendida con fines recreativos y económicos, principalmente por personas interesadas en su pesca. Su presencia ocasiona impactos sobre la vegetación acuática, aves, anfibios y comunidades de macroinvertebrados (p. ej. Rodríguez *et al.*, 2005). Es portador del hongo que produce la afanomicosis o peste del cangrejo (*Aphanomyces astaci*), y por tanto una de las causas que facilitan la regresión e impiden la recuperación del cangrejo autóctono *Austroptamobius pallipes* (Rosas *et al.*, 1992; Diéguez-Uribeondo & Söderhäll, 1993; Diéguez & Rueda, 1994; Diéguez-Uribeondo, 1998; Monzó *et al.*, 2001). Se ha relacionado la presencia de esta especie con el declive del autóctono en otros ríos ibéricos (p. ej. Gil-Sánchez & Alba-Tercedor, 2002); y se considera a los cangrejos alóctonos la más importante amenaza para los autóctonos (Lodge *et al.*, 2000).

La presencia de *P. clarkii* provoca una alteración del ecosistema de tal magnitud que imposibilita la presencia de la especie autóctona catalogada. Esta alteración antrópica implica que no se pueda asignar la categoría de estado ecológico muy bueno a las aguas en las que se encuentre *P. clarkii*. Por otra parte, *A. pallipes* es una especie poco tolerante a la contaminación, tanto la debida a materia orgánica como la química (Holdich, 2003), que no puede vivir en tramos con alteraciones moderadas (su puntuación en la escala del IBMWP es 8). Sería lógico considerar que la categoría máxima de estado ecológico que se debe asignar a tramos afectados por la presencia de *P. clarkii* sería clase II (buen estado). En Aragón ha sido citado de todas las subcuencas salvo las de los ríos Aragón, Tajo y Cabriel, extendiéndose por zonas bajas y medias de los ríos (Bolea Berné, 1995).

***Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852).** Se trata del cangrejo señal, introducido desde Norteamérica por motivos similares al *P. clarkii*. Presenta unos efectos similares sobre el ecosistema, siendo también portador de la peste del cangrejo (Vennerström *et al.*, 1998, Vorburger & Ribí, 1999) y presentando similares afecciones sobre el cangrejo autóctono *A. pallipes*. De un mayor tamaño que los cangrejos autóctonos europeos, puede desplazarlos por competencia

(Vorburger & Ribi, 1999). Por esas razones sería el mismo caso que *P. clarkii*, y debería considerarse como máximo para el estado ecológico de los tramos afectados por *P. leniusculus* la clase II (buen estado). Su distribución en Aragón, junto con la de las otras especies de cangrejos de río, puede consultarse en Royo López *et al.* (2005).

***Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771).** Conocido con el nombre de mejillón cebrá, es originario de los Mares Negro y Caspio. Es considerado como una de las más importantes plagas en las aguas dulces debido a su capacidad de tapizar todo el sustrato de los tramos afectados. Es una agente de cambio ecológico radical, que amenaza los ecosistemas que va colonizando a corto y medio plazo, representando además un riesgo socioeconómico de enorme magnitud (Palau *et al.*, 2003). Se le considera la mayor amenaza para los bivalvos de agua dulce autóctonos en ríos y lagos no contaminados (Bogan, 1993) provocando oleadas de extinciones entre ellos (Bogan, 1993; Altaba *et al.*, 2001) y pudiendo afectar concretamente a la especie catalogada presente en Aragón *Margaritifera auricularia* (Álvarez, 2001; Araujo Armero & Álvarez Halcón, 2001; Altaba *et al.*, 2001). Esta especie está recogida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y en el de Aragón, en la categoría “en peligro de extinción” y en la Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats) en su anexo IV “Especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta”. La introducción de *D. polymorpha* en el Ebro parece asociada a la pesca de otras especies introducidas (Palau *et al.*, 2003). Debido a los tremendos efectos negativos sobre una especie catalogada en peligro de extinción, consideramos que la categoría máxima de estado ecológico que debería asignarse a los tramos en los que esté presente *D. polymorpha* es clase III (estado moderado).

***Corbicula fluminea* (Müller, 1774).** Se trata de un molusco bivalvo originario de Asia. La introducción de este especie ha tenido un gran impacto en la fauna bentónica y pelágica de muchos ríos donde se encuentra en grandes poblaciones en Estados Unidos (p. ej., Hakenkamp *et al.*, 2001), llegando a desplazar a las especies de bivalvos autóctonos en algunas localidades (Araujo *et al.*, 1992). Esta especie ha sido citada como causante del declive y posibles extinciones locales de distintas especies de bivalvos autóctonos de aguas dulces (Bogan, 1993; Vaughn & Hakenkamp, 2001). En espera de que se realicen estudios que traten en profundidad el impacto generado, consideramos que la categoría máxima de estado ecológico que debería asignarse a los tramos en los que esté presente *C. fluminea* sería clase III.

4.2.3.7. Representación de los resultados

Con los datos de estado ecológico se ha generado una base de datos en formato dBASE III mediante el programa MS Excel 9.0. Esta base de datos se ha georreferenciado al huso 30 para su utilización en un Sistema de Información Geográfica. Se realizó una primera depuración de errores proyectando las estaciones sobre los ríos de Aragón (fundamentalmente extraídos del GIS-Ebro de la Confederación Hidrográfica del Ebro, escala de digitalización 1:50 000) y el contorno provincial de la comunidad autónoma, empleando el programa de ArcView 3.1. Esto permite identificar los errores en la asignación de las coordenadas espaciales a cada estación. Para el cartografiado de las estaciones se ha seguido el código de colores indicado en la Directiva Marco del Agua: azul para el estado ecológico muy bueno, verde para el bueno, amarillo para el moderado, naranja para el deficiente y rojo para el malo.

4.3. Resultados y discusión

4.3.1 CUENCA DEL RÍO EBRO

Dado el gran tamaño de la cuenca del río Ebro en Aragón, la hemos dividido en subcuencas a la hora de valorar su estado ecológico. Hemos considerado como subcuencas las redes de drenaje aragonesas que desembocan en el Ebro. Así pues, hemos dividido esta cuenca en doce subcuencas (Aragón, Arba, Gállego, Cinca, Huecha, Jalón, Huerva, Aguasvivas, Martín, Regallo, Guadalupe y Matarraña), además del Eje del Ebro, que merece consideración independiente.

4.3.1.1. Subcuenca del río Aragón

Casi todas sus estaciones presentan comunidades de macroinvertebrados con gran riqueza de taxones, que producen valores elevados del índice IBMWP, clasificándose con un estado ecológico muy bueno. En ellas aparecen numerosos taxones muy sensibles a la contaminación orgánica. En la mayoría de los muestreos se obtuvieron entre 9 y 15 familias EPT por campaña (en total entre 13 y 16 por tramo), acompañados de otros taxones poco tolerantes (gónfidos, *Atherix* sp...).

Tan solo dos muestreos presentaron valores inferiores a 100 en el IBMWP. En el caso de Canfranc (en el río principal), el muestro realizado a principios de julio dio un valor del índice IBMWP de tan solo 82, pero el elevado caudal que presentaba el río en ese momento pudo haber sesgado el muestreo, provocando la captura de un menor número de taxones.

Val Hernández (2002) estudió la parte alta del río Aragón en once tramos desde su nacimiento hasta Jaca, muestreando con red manual entre diciembre de 2000 y julio de 2001. Precisamente nuestra estación de Canfranc queda entre estos tramos, por lo que resulta interesante la comparación. Esta autora encuentra empeoramientos de la calidad del río a su paso por las poblaciones de Candanchú, Canfranc Estación, Canfranc pueblo y Villanúa. En la campaña de verano, únicamente dos tramos alcanzaron la clase I según los macroinvertebrados, y tres tramos estuvieron por debajo de la clase II.

El tramo más cercano a nuestra estación 8 (muestreado con menos de dos kilómetros y menos de una semana de diferencia) presentó un valor algo inferior al aquí expuesto, pero dentro de la misma clase de calidad. Esta coherencia de resultados apunta a un problema real en ese tramo, especialmente teniendo en cuenta que dicha autora le asigna una clase III en las campañas de otoño, invierno y primavera. Pese a ello, dicho problema no se extendería temporalmente durante el verano, ya que nuestro muestreo de finales de agosto muestra una comunidad de macroinvertebrados similar a las otras estaciones, con valores semejantes de IBMWP e IASPT, además del número de familias EPT o de la riqueza de taxones. Convendría vigilar lo que ocurre en este punto, especialmente considerando las numerosas centrales hidroeléctricas y regulaciones de caudal que soportan sus cabeceras (Gracia Santos, 2001).

El otro caso es algo diferente, se trata de Lerés (1) en el río Gas, mostrando problemas reales en el río. Mientras que el muestreo de julio está en el límite inferior de la clase I (103 en el IBMWP) el de agosto ha bajado a clase II (78). El número de familias EPT y la riqueza de taxones están por debajo del resto de estaciones de la subcuenca, aunque el IASPT es similar.

4.3.1.2. Subcuenca del río Arba

Es la primera de las cuencas mediterráneas con un estiaje veraniego muy fuerte que tratamos, por lo que nos detendremos algo más en ella. Este estiaje es de tal envergadura que

numerosos tramos de la parte alta pueden quedar de forma natural secos o con el agua superficial reducida a pozas aisladas. Además, la utilización de presas, azudes de derivación y pozos para la extracción de agua para abastecimiento urbano, industrial, energético o, principalmente, agrícola, disminuye todavía más el caudal de estos ríos. Todo esto tiene un efecto directo sobre las comunidades de macroinvertebrados, incrementado por la sinergia entre esta falta de poder diluyente y la contaminación humana de vertidos urbanos, industriales y agrícolas. Precisamente la contaminación agrícola debe tenerse muy en cuenta en esta subcuenca, ya que gran parte de los regadíos actuales de Bardenas (por inundación en su mayoría), son drenados por los ríos Riguel y Arba (y la totalidad de los nuevos regadíos en transformación de Bardenas II será drenada por el Arba). Los flujos de retorno de estos cultivos condicionan la calidad de estos ríos (Casapé Valenzuela, 2002, 2003).

Tomando sólo la parte de la comunidad formada por los efemerópteros, plecópteros y tricópteros (grupos EPT), encontramos que este parámetro varió entre los 4 taxones de las estaciones de Tauste en agosto y de Uncastillo y las 10 de Erla en julio. El IBMWP varió entre 30 en Tauste en julio y 130 en El Frago esa misma campaña. La asignación de clases de estado ecológico según el valor de este índice muestra valores más altos en la parte alta de la cuenca que en la baja, y diferencias entre los distintos afluentes.

Así, la estación de El Frago, pese a estar sometida a un estiaje elevado, mostró unas comunidades de macroinvertebrados bentónicos propias de tramos con un estado ecológico de clase I en ambas campañas. Las comunidades de este tramo se encuentran formadas por un número relativamente elevado de taxones que, pese a las estresantes condiciones para la fauna acuática que presenta el tramo, se encuentran perfectamente adaptadas a las mismas.

La otra estación situada en un tramo cuya agua superficial quedaba reducida a pequeñas pozas someras aisladas, la de Malpica de Arba, alcanzó valores inferiores en todos los índices biológicos empleados, salvo para el de dominancia y el IASPT. La menor puntuación en el IBMWP (y en el resto) no puede deberse a sus características naturales, similares a las de El Frago, sino a que sufre unas mayores perturbaciones antrópicas. En el cauce son visibles plásticos y latas, que si bien no afectan directamente a los invertebrados, sí que pueden considerarse una señal de afecciones al medio. Su estado ecológico se clasifica en la clase II.

Los tramos situados aguas abajo de Uncastillo (río Riguel) y, especialmente, en Tauste, tienen aguas permanentes (aunque con importantes variaciones en los caudales). Mostraron las comunidades más alteradas, debido tanto a los vertidos urbanos como especialmente a la actividad agrícola. El regadío desempeña un papel esencial en la calidad de la subcuenca, ya que sus flujos de retorno presentan un alto contenido en nitratos, disuelven sales procedentes de los materiales geológicos y evacúan las introducidas por el agua de riego. Esto produce un deterioro considerable de sus aguas desde el paso del Riguel por Sádaba hasta la desembocadura del Arba en el Ebro, por el aumento paulatino tanto de la salinidad como del contenido en nitrato (Casapé Valenzuela, 2003). Esta agricultura intensiva realizada sin las suficientes consideraciones medio-ambientales, representa una gran perturbación sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticas, tanto por la extracción y derivación de caudales como por los retornos de riegos al río, que siguen un patrón similar a los parámetros físico-químicos de sus aguas. Aguas abajo de Tauste, en Gallur, la calidad de las aguas del río Arba fue clasificada como inferior a A3 (calidad inferior a la mínima que permitiría potabilizar esas aguas para consumo humano) por la C. H. del Ebro en el 2001, además de superar los límites máximos de nitratos admitidos (Gimeno Abós & Sanz Pérez, 2002).

El índice IASPT no muestra patrones de variación tan claros como el IBMWP, y varía menos entre ambas campañas de muestreo, aunque sí muestra diferencias entre las estaciones muestreadas, incluso con independencia del mes de muestreo. El test de Duncan ($p < 0,05$) separa las estaciones de Tauste y Uncastillo, con peor estado ecológico.

4.3.1.3. Subcuenca del río Gállego

4.3.1.3.1. Río Tulivana

Tomamos muestras en dos estaciones de este río, ambas en el término municipal de Sabiñánigo. La primera (18) presenta una comunidad formada por un alto número de taxones (33 en total, 30 y 26 en cada muestreo), entre ellos numerosas familias EPT (11; 10 y 9 por muestreo) y otros taxones muy sensibles a la contaminación orgánica (gónfidos, el atericido *Atrichops* sp.). En consonancia, obtiene unos valores muy altos en el índice IBMWP (142-138), encuadrados dentro de la clase I (muy buen estado ecológico).

Existen diferencias importantes con la siguiente estación (19), también situada en el término municipal de Sabiñánigo y de la que sólo dista un par de kilómetros. Entre ambas se produjo un vertido de carbonato cálcico el 12 de junio (casi un mes antes del primer muestreo). El 8 de julio, cuando se tomaron las primeras muestras, las piedras del lecho estaban totalmente cubiertas de una costra blanquecina.

4.3.1.3.2. Otros afluentes

El río Guarga en Laguarda (15), punto cercano a su cabecera y con muy escaso caudal (el Surber tomado en régimen turbulento lo fue a una profundidad de unos 6 cm), mantiene una comunidad de macroinvertebrados bentónicos con una riqueza grande de taxones (25 en total) entre los que se encuentran numerosas familias EPT (11 en total). Así pues, obtiene valores altos de los índices IASPT (5,33-5,89) e IBMWP (128-106). Por lo tanto, podemos decir que presenta un estado ecológico muy bueno (clase I), por lo menos en cuanto a macroinvertebrados acuáticos se refiere.

En Ordovés (16) ha descendido la riqueza de taxones (22 en total), así como la de las familias EPT. Esta diferencia en cuanto a número también se da en cuanto a la identidad de estas familias EPT: no han sido localizados ni perlódidos ni nemúridos (estos últimos muy abundantes en Laguarda, hasta 1183 indiv./m² en julio), y han aparecido oligoneúridos, ausentes en la estación anterior. Mientras que en julio el índice IASPT es similar al de Laguarda (5,4) y el IBMWP está dentro de la misma clase (108), en agosto la situación cambia con el descenso de taxones, especialmente de los menos tolerantes, con lo que bajan el IASPT (4,9) y, considerablemente, el IBMWP (74). Por lo tanto, el estado ecológico de este tramo debería clasificarse como clase II (buen estado).

El río Aurín en Isín (17) también presenta un acusado estiaje, sumamente agravado por las desviaciones y extracciones de caudal y áridos que soporta. Mirando la taxocenosis global del tramo, vemos que el número de taxones es alto (25) así como el de familias EPT (10). En el muestreo de julio los valores son bastante menores (15 y siete, respectivamente) y el índice IBMWP mucho menor que en agosto (86 frente a 120). El IASPT, en cambio, es ligeramente mayor a principios de julio (5,73) que a finales de agosto (5,45). Atendiendo al peor de los resultados, el estado ecológico del tramo debería clasificarse como buen estado. La CHE clasificó sus aguas entre A1 y A2 en el año del estudio (Gimeno Abós & Sanz Pérez, 2002).

4.3.1.3.3. Eje del Gállego

La primera estación que encontramos al descender por el eje del río Gállego es Biescas (20). En ella el río alberga una comunidad de macroinvertebrados acuáticos con un gran número de taxones (29 total, 20 y 23 por muestreo) incluyendo un número elevado de familias EPT (16 total, 12 y 11 por muestreo). Obtiene valores altos tanto en el IASPT (6,32-5,35) como en el IBMWP (120-123), por lo que el estado ecológico del tramo es muy bueno (clase I). Sin embargo, hay que indicar que en el periodo en el que se hicieron los muestreos había gran cantidad de basura en el cauce, proveniente tanto de excursionistas (que la tiran desde el puente) como de fiestas juveniles (a juzgar por los residuos encontrados). Con posterioridad a los muestreos (en 2002) fue eliminada totalmente la vegetación del cauce por parte de la Confederación Hidrográfica del Ebro. En 2004 fue muestreado de nuevo este tramo, y se pudo observar que la ausencia de vegetación en el cauce continuaba, pero las comunidades de macroinvertebrados alcanzaban de nuevo la clase I del IBMWP (ver cap. 3).

En Ardisa (21), aguas abajo de la presa de igual nombre, el río Gállego presenta una comunidad de macroinvertebrados bentónicos con alta riqueza de familias (28 en total), incluyendo 15 familias EPT (11 por muestreo). Los valores del índice IBMWP (117-111) sitúan el estado ecológico del tramo en la clase I (estado muy bueno). Sin embargo, hay que indicar que existe una recomendación de la Diputación General de Aragón para que no se consuman los peces criados en este río debido a la contaminación por sustancias bioacumulables provenientes de las industrias de Sabiñánigo (población situada entre las estaciones 20 y 21); esta recomendación afecta a todos los tramos situados desde Sabiñánigo a la desembocadura del río Gállego.

En Zuera (22), el río Gállego se encuentra bastante contaminado. Existe contaminación orgánica e inorgánica, de origen urbano, agrícola, ganadero e industrial. En el cauce del río se puede observar abundancia de plásticos, basuras variadas y un notorio mal olor. Como consecuencia del estado tan lamentable en que se tiene al río, el número de familias EPT baja (10 en total, nueve y cinco por muestreo), disminuyendo también los valores del IASPT (4,82-4) y del IBMWP (82-48). Según el peor de los resultados, el estado ecológico global del tramo sería de clase III, por lo que deben corregirse las perturbaciones que le afectan (según la Directiva Marco del Agua).

4.3.1.4. Subcuenca del río Cinca

4.3.1.4.1. Río Cinqueta

La perturbación natural de la riada de junio enmascara posibles perturbaciones humanas.

4.3.1.4.2. Río Esera

Hemos muestreado dos estaciones en el cauce principal, y otras dos en su afluente principal, el Isábena. En el río Isábena en Obarra (25), ambos muestreos indican, un estado ecológico muy bueno, si bien en agosto se encuentra en el umbral inferior de dicha clase (I). Hay que indicar que no hay diferencias importantes ni en la abundancia de los macroinvertebrados ni en la estructura de la comunidad. Incluso el número de familias EPT y el índice IASPT muestran ligeros incrementos en agosto. En El Soler (26), en cambio, el río muestra unas comunidades de macroinvertebrados que obtienen una clase II en el IBMWP. Ambos tramos fueron clasificados con un buen estado ecológico atendiendo a sus características hidromorfológicas, físico-químicas y estructurales en el 2001 (URS, 2002a).

En Los Llanos de L'Ospital de Benasque (27) encontramos unas densidades de simúlidos muy altas, especialmente en agosto (54 423 indiv./m²). Dado que estas larvas son filtradoras, es posible que se deba a la existencia de ganadería extensiva en la zona, que sin duda aporta materia orgánica al cauce. A pesar de esto el río no se desequilibra en absoluto, sino que se regula perfectamente. El resto de los taxones de la comunidad se encuentra a unas densidades equivalentes a las existentes en el resto de ríos pirenaicos. Los valores del IBMWP están cercanos a 170 en ambos muestreos, conteniendo la comunidad como es de esperar numerosos taxones muy sensibles a la contaminación orgánica (16 familias EPT y dípteros blefari-céridos y atericidos). La valoración de los indicadores hidromorfológicos, físico-químicos y estructurales realizada por URS (2002a) en el mismo año de nuestros muestreos clasifica también su estado ecológico como muy bueno.

Tras el congosto de Olvena (28), próximo ya a su desembocadura, el valor del IBMWP se encuentra en el umbral superior de la clase II (buen estado). El hecho de que se encuentre aguas abajo de un embalse (Joaquín Costa o Barasona) puede explicar el que no presente un mayor número de taxones. De hecho los regímenes hidrológicos tan variables a los que se ve sometido el tramo afectan al ecosistema en general, obteniendo una valoración de clase III en indicadores físico-químicos y estructurales, y de clase IV en hidromorfológicos (URS, 2002a).

4.3.1.4.3. Río Sosa

La comunidad de macroinvertebrados del río Sosa en La Almunia de San Juan (29), única estación muestreada, se encuentra algo alterada. Aunque el número total de taxones no es bajo (25 entre ambas campañas, pero sólo 13 en la segunda), entre ellos hay pocos taxones muy sensibles a la contaminación orgánica (únicamente los heptagénidos alcanzan la máxima puntuación en el IBMWP). El número de familias EPT es bajo (cinco por muestreo, siete en total), incluyendo a bétidos y cénidos, los dos grupos EPT más tolerantes. Los odonatos, relativamente sensible a la contaminación, se encuentran representados por cuatro familias (si bien ésnidos y coenagrionidos sólo por un individuo entre ambas campañas). Los odonatos, junto con el heteróptero *Nepa cinerea*, los ostrácodos o algunos coleópteros también presentes en este tramo, son más comunes en la facies lítica de los ríos y en aguas estancadas, y por tanto más frecuentes en ríos mediterráneos. La comunidad alcanza valores del IBMWP dentro de la clase II en ambas campañas.

4.3.1.4.4. Río Noguera Ribagorzana

Ambas estaciones de la subcuenca mostraron un estado ecológico muy bueno.

4.3.1.4.5. Río Bellós

El tramo superior del río Bellós, en las cercanías de Fuen Blanca (32), presenta un aumento muy importante de la densidad de macroinvertebrados entre los muestreos de julio y los de agosto (de 845 a 6616 indiv./m²). Estas diferencias se mantienen, aunque a una menor escala, en la riqueza de taxones (de 16 a 23) y en IBMWP (de 100 a 125). El IASPT, por el contrario, es mayor en julio (6,25) que en agosto (5,95). Los índices de estructura de comunidades no muestran diferencias importantes entre ambos muestreos: las comunidades están bien estructuradas, siendo diversas, con una alta equidad y una baja dominancia. Para explicar las diferencias entre los muestreos de julio y de agosto, se puede combinar tanto el efecto de un posible deshielo fuerte acompañado de grandes lluvias (ver el cercano río Ara), que podría haber arrastrado algunos invertebrados, como un posible efecto de la temperatura, que podría afec-

tar a la presencia, microhábitats o comportamiento de los organismos parte del año. El estado ecológico se clasifica en la clase I, de acuerdo con sus macroinvertebrados.

En la parte baja del río Bellós (33) el IBMWP es algo menor en agosto. No hay diferencias apreciables en la abundancia de macroinvertebrados, aunque disminuye el número total de familias de julio a agosto (de ahí la disminución del índice). En cambio, el número de familias EPT y el IASPT se incrementan. Las comunidades muestran una estructura muy similar en ambos muestreos, similar también a la del resto de estaciones del Parque. Se trata de unas comunidades bien estructuradas: diversas, con una alta equidad y una baja dominancia. Dadas las importantes precipitaciones habidas durante el invierno, que ocasionaron un deshielo anormalmente alto y las lluvias fuertes acaecidas a finales de junio, sería conveniente evaluar de nuevo el estado ecológico de ese tramo, por si hubieran afectado a las estimas realizadas en este estudio. Clasificamos el estado ecológico del tramo entre muy bueno y bueno.

4.3.1.4.6. Río Ara

El afluente principal del río Ara que hemos estudiado es el Arazas, cuyo curso discurre enteramente por el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En el punto situado en las inmediaciones de la pradera de Ordesa (34), hemos encontrado unas comunidades de macroinvertebrados bentónicos propias de tramos no alterados, con unos valores altos del IBMWP. El valor en julio se encuentra en el umbral inferior de la categoría, pero puede ser achacable al deshielo, que ese año provocó un caudal mayor que el de costumbre. Entre el muestreo de julio y el de agosto observamos un incremento en la riqueza de taxones (16 a 20), en la densidad a la que se encuentran (3373 a 4840 ind./m²), en el número de familias EPT (7 a 8) y en el índice IASPT (5,78 a 6,37), siendo algo menor el incremento en el índice IBMWP (104 a 114). Este tramo presenta un estado ecológico muy bueno, ya que el río puede asumir sin problemas las (mínimas) alteraciones antrópicas a las que está sometido. A este respecto, hay que indicar que, pese a la ausencia de basura observable en el cauce (como es de esperar en el interior de un Parque Nacional), al analizar la muestra bajo la lupa se encontraron numerosos trocitos de plástico en la misma.

En su desembocadura (35), el río Arazas presenta en ambos muestreos unas comunidades de macroinvertebrados muy bien estructuradas: son diversas, presentando una alta equidad y una baja dominancia. Tienen un elevado número de taxones (29 en total), entre ellos un alto número de familias EPT (11) y otros organismos poco tolerantes a la contaminación, como el atercido *Atherix* sp. En agosto presenta una mayor riqueza de taxones (24 frente a los 18 de julio), que se corresponde con un valor mayor en el IBMWP (132 frente a 122), aunque no en la densidad ni en el IASPT. Teniendo en cuenta todo lo anterior, en especial el IBMWP, consideramos que el estado ecológico del tramo es de clase I (muy buen estado).

En el río Ara, la riqueza de familias ha variado entre 10 (Aínsa en agosto) y 20 (Aínsa en junio, San Nicolás de Bujaruelo en agosto), siendo el número medio de familias por muestra de 14 en junio y de 15 en agosto. El número de familias EPT, por su parte, ha variado entre 4 (Broto en junio, Aínsa en agosto) y 11 (Aínsa en junio), siendo la media por muestra de 6 en junio y 7 en agosto. El IASPT ha presentado valores entre 6,72 (San Nicolás de Bujaruelo en agosto) y 4,8 (Aínsa en agosto). Aunque las medias entre ambas series de muestreos son similares (5,52 en junio y 5,46 en agosto), los valores de agosto varían mucho menos que los de junio. En cuanto al IBMWP, ha variado entre 121 (San Nicolás de Bujaruelo, agosto) y 48 (Aínsa, agosto), presentando unos valores medios de 74 en junio y 80 en agosto.

Según el IBMWP, en junio observamos que casi todos los puntos de muestreo se corresponden con aguas de clase II. La desembocadura en Aínsa (46) es el único punto diferenciado, presentando una puntuación de aguas de clase I, correspondiente a aquellas aguas que no se encuentran contaminadas o alteradas de un modo sensible.

En agosto el panorama es ligeramente distinto. Así, el citado aumento general en la puntuación del IBMWP se corresponde en dos estaciones de muestreo, San Nicolás de Bujaruelo (36) y Asín de Broto (39), con un cambio de categoría, pasando ambos puntos de la clase II a la clase I. Sin embargo, en la desembocadura se produce también un cambio, en este caso de efectos contrarios, pasando de tener aguas de clase I a aparecer con una puntuación de aguas de clase III, que es la categoría de las aguas contaminadas. El resto de puntos, pese a mejorar su puntuación, permanecen en la clase II.

Hay que destacar que el río Ara es el río no regulado de mayor longitud del Pirineo, manteniendo por tanto una excepcionalidad hidrológica frente al resto de ríos pirenaicos españoles (Gracia Santos, 2001). Por ello, presenta unos indicadores hidromorfológicos de clase I en la mayor parte de su recorrido (prácticamente hasta Boltaña), y un estado ecológico basado en parámetros físico-químicos y estructurales también muy bueno hasta Broto. Desde Broto hasta su desembocadura disminuyen una clase los indicadores físico-químicos, bajando los estructurales en el último tramo a clase III (URS, 2002a). En cuanto a la vegetación de ribera, pese a estar limitada o alterada en algunos tramos, constituye un corredor fluvial bastante continuo y en total interrelación con la dinámica geomorfológica del cauce (Díaz Bea *et al.*, 2001). En cuanto a su fauna piscícola, destaca entre los 26 tramos importantes para la vida acuática de Huesca, ya que no presenta especies introducidas en sus aguas (Barrachina, 2001).

Sin embargo, nuestros datos de macroinvertebrados y las observaciones visuales de algas parecen indicar que parece existir un problema de contaminación orgánica del río Ara en la zona de Torla-Broto (entre las estaciones 36 y 37) durante el verano. Sería revelador estudiar desde donde aparece esta cobertura de algas en el verano (aguas abajo de Bujaruelo y aguas arriba de Broto) y comprobar por qué factor están producidas. El único afluente de importancia del Ara entre esos dos puntos es el Arazas, y presenta un estado ecológico muy bueno, incluida su desembocadura en el Ara. Por tanto, el origen de los problemas del Ara hay que buscarlos en sí mismo. Es probable que se deba al turismo estival. Recordemos que el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido atrae cientos de miles de personas, fundamentalmente en verano, y que este turismo entra en su mayor parte a través del pueblo de Torla. La falta de una depuración adecuada de los vertidos producidos por esta presión demográfica estacional puede ser la causante de este exceso de carga orgánica en las aguas del río.

4.3.1.4.7. Río Susiá

Sólo se ha muestreado un tramo, en Castejón de Sobrarbe (47). Las diferencias entre los dos muestreos son notables en todos los índices de calidad y abundancia. A finales de julio sólo encontramos 161 indiv./m², pertenecientes a 10 taxones, mientras que en agosto encontramos 7709 indiv./m² y el doble de taxones (todos los taxones encontrados en julio lo fueron también en agosto). Algunos de estos taxones son muy sensibles a la contaminación orgánica, como los gónfididos, los leptoflébididos, los filopotámidos o los aterícidos. El índice IBMWP se dobla de una campaña a otra, pasando desde 55 (en el límite superior de la clase III) a 110 (Clase I), mientras que el IASPT se mantiene estable (5,5). Estas diferencias indican una fuerte perturbación en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos antes del primer muestreo (es decir antes

del día 27 de julio), aunque no es posible deducir la causa de dicha perturbación. Con posterioridad, el tramo se recuperó notablemente.

4.3.1.4.8. Río Vero

Hemos muestreado cinco estaciones en el río (48-52). Durante los trabajos de campo pudimos observar que las diferencias en cuanto a caudal dividen sus estaciones en dos tipos: 1) aquellas en las que el agua superficial queda reducida a pozas en el estío (Santa María de la Nuez, Almazorre, Lecina) y 2) aquellas otras que mantienen un caudal de agua, con facies lénica y lótica, durante todo el año (ambas de Alquézar). Esta división sigue el sentido del río, perteneciendo las estaciones situadas a más altitud a la primera categoría, y conforme descendemos por el río se incrementa el caudal (en las segundas).

En Santa María de la Nuez (48) el río presenta estado ecológico muy bueno según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Descendiendo por el cauce encontramos la estación de Almazorre (49). En ambas campañas obtenemos resultados similares, si bien la densidad de macroinvertebrados es menor en el muestreo de septiembre. En agosto se observan indicios de eutrofización en el color de las aguas. Ambos muestreos indican un estado ecológico bueno (clase II), que es el que asignamos a la estación.

Al igual que en Santa María, en Lecina (50) la acusada mediterraneidad deja casi seco el cauce en verano. Este tramo presenta un valor del índice IBMWP elevado en agosto, cuando menos agua superficial hay en la zona, alcanzando la clase de estado ecológico I a efectos de la Directiva Marco de Aguas.

En Alquézar (51) el río Vero ya tiene caudal permanente durante todo el año. La comunidad de macroinvertebrados incluye organismos muy sensibles a la contaminación (13 familias EPT, tres de odonatos, aterícidos), obteniendo altos valores del índice IBMWP (≈ 140). Por ello valoramos este tramo como clase I. Sin embargo, hay que hacer una matización sobre el estado ecológico de este tramo. En los alrededores del puente de Villacantal hay importantes diferencias en cuanto a la intensidad del uso público de la zona, más frecuentada por los participantes en descensos de barrancos aguas arriba. Al comparar ambos tramos encontramos diferencias importantes en agosto, e incluso del realizado aguas arriba en septiembre. Así, mientras los otros tres muestreos arrojaron un índice IBMWP de clase I (por encima de 120 los tres, además), del muestreo realizado aguas arriba del puente en agosto resultó un índice de clase II. Mientras que en septiembre ambos puntos se muestran parejos también en cuanto a la abundancia de macroinvertebrados (densidad), riqueza de familias y número de familias EPT, las diferencias en agosto son notables entre ambos puntos.

Aguas arriba del camping de Alquézar podemos observar una comunidad de macroinvertebrados diversa, con elevada equidad y baja dominancia. Además, los valores altos del índice IBMWP (superiores a 150 en agosto) nos indican ausencia de perturbaciones, un estado óptimo en cuanto a los macroinvertebrados bentónicos se refiere. Se produce una disminución en la abundancia de macroinvertebrados en el muestreo realizado en septiembre, pero es una disminución normal, si tenemos en cuenta que las muestras se tomaron cuando el río bajaba con un elevado caudal y turbio, por efecto de las tormentas otoñales.

En resumen, salvo la estación de Almazorre, que presenta signos de eutrofia en agosto, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del río Vero alcanzan valores elevados en el índice IBMWP, con las matizaciones hechas al muestreo de septiembre para las estaciones de Santa María de la Nuez y Lecina. Queda patente la influencia del barranquismo en el río Vero, a la altura del puente de Villacantal, en el muestreo de agosto.

4.3.1.4.9. Río Alcanadre

Todas las estaciones muestreadas en el río Guatzalema presentaron un estado ecológico muy bueno según sus comunidades de macroinvertebrados.

Las dos estaciones muestreadas en el río Isuala presentaron unas comunidades de macroinvertebrados bentónicos bien estructuradas: diversas, con alta equidad y baja dominancia.

El tramo de Labata en el río Calcón se aparta un poco de los anteriores. Pese a que en septiembre obtuvo un valor alto en el IBMWP (134), en agosto se situó en la parte alta de la clase II (89). No se han encontrado factores naturales a los que imputar el descenso del índice en agosto. La explicación podría hallarse en alteraciones humanas, ya que se trata de un tramo situado en las cercanías de un pueblo, precisamente en la zona de huertos.

En el río Flumen se han muestreado dos estaciones. En el Salto Roldán obtuvo un estado ecológico muy bueno, mientras que en Lalueza el IBMWP muestra un estado deficiente (clase IV) en julio, pasando a clase III en agosto.

La primera estación muestreada en el río Alcanadre es Bara (65), con un estiaje muy acusado. Los muestreos indican un estado ecológico clase II para agosto, cuando no había tramos con flujo turbulento sino sólo pozas. En septiembre se dan unos valores del índice IBMWP elevados. Tanto el tramo muestreado en Pedruel (66) como el de Casbas de Huesca (68), ambos en la sierra de Guara, obtienen valores elevados en el IBMWP (que llega hasta los 177 en Casbas en septiembre) e IASPT, indicando un estado ecológico muy bueno. En Angüés (69), primera estación situada fuera de la zona de influencia del Parque de Guara, el río sigue conservando un estado ecológico muy bueno, como lo atestiguan los valores altos del IBMWP y del IASPT, así como el número de familias EPT.

En Sariñena (70), ya en la tierra llana, el río presenta, según sus comunidades de macroinvertebrados, un estado ecológico bueno (clase II) en ambas campañas.

En la siguiente estación (Sena, 71) el río ya ha sufrido una importante agresión: la desembocadura del contaminado río Flumen en él. Debido en parte a eso, los contrastes con lo observado en Sariñena son importantes. Aquí el IBMWP presenta un valor bajísimo en julio (sólo 31) mientras que en agosto alcanza un estado bueno (89).

En resumen, podríamos decir que encontramos en la subcuenca del río Alcanadre dos partes diferenciadas: 1/ Por un lado se agrupan el río Guatzalema, y la parte alta del río Alcanadre y sus afluentes, enmarcados dentro del Parque de la Sierra y Cañones de Guara o en su Zona Periférica de Protección y alrededores, que presentan un estado ecológico muy bueno (con alguna excepción); y 2/ por el otro están el río Flumen (una vez abandonado el Parque) y el río Alcanadre tras desembocar el Flumen en él. Las aguas del río Flumen son deficitarias en todos los parámetros medidos, presentando un estado ecológico deficiente, por lo que estropean drásticamente el estado ecológico del río Alcanadre al mezclarse con él. Deben localizarse y corregirse las fuentes de contaminación que afectan a estos ríos.

4.3.1.4.10. Eje del Cinca

En Bielsa (72), el índice IBMWP presenta un estado ecológico bueno para ambos muestreos (74-79). Los valores del índice IASPT son bastante más altos (6,17-6,08) que los de la mayoría de estaciones cuyo IBMWP está en clase II. Sin embargo, debe indicarse que algo ocurre en esta cabecera del río Cinca. Aguas abajo el río presenta condiciones mucho mejores, es decir, las esperables en esta zona de cabecera del río. No sabemos porqué ocurre esto. No creemos

que sea debido solamente a posibles riadas de primavera, dado que los índices y parámetros medidos no se recuperan en el muestreo de finales de agosto. Recomendamos estudiar nuevamente esta zona, para tratar de localizar una posible fuente de perturbación humana.

Aguas abajo, entre Labuerda y Escalona, el tramo muestreado del río Cinca obtuvo un índice IBMWP propio de tramos con un estado ecológico bueno para el muestreo de julio, y muy bueno para el muestreo de agosto.

El tramo situado aguas abajo de El Grado (74) obtiene unos valores del IBMWP dentro de la clase II (buen estado) en el muestreo de julio, y en el límite inferior de la clase I (muy buen estado) para el de agosto.

A tres kilómetros aguas abajo, en Enate (75) encontramos una comunidad con una gran riqueza de taxones, número elevado de familias EPT (15-13) y valores altos del IASPT ($\approx 5,32$) e IBMWP (170-181). El río parece aquí muy bien conservado, no obstante se pudo comprobar la presencia del cangrejo introducido *Procambarus clarkii*.

En Ariéstolas podemos observar como los valores del IBMWP descienden a menos de la mitad (73-84) desde la estación anterior. El número de familias EPT (8 en cada muestreo) y la riqueza total de taxones (16) son muy inferiores a los de Enate. Es indudable que el río sufre en algún momento una alteración muy grave, aunque el resultado final sea un estado bueno. Aguas arriba, una empresa de extracción de grava ha construido un puente de tubos y grava sobre el río. De cualquier forma, y aún suponiendo que estas actividades habrán influido negativamente, no creemos posible que sea el motivo de la perturbación principal. Aguas arriba desemboca en el Cinca el río Vero, no muestreado en sus tramos finales donde vierte Barbastro. Sus aguas tras la ciudad son clasificadas en el año de estudio como no potabilizables, calidad <A3, por la C. H. del Ebro, además de presentar valores muy elevados de fosfatos y cromo (Gimeno Abós & Sanz Pérez, 2002). Quizás en él se halle la fuente principal de perturbación.

En Monzón (77) el río se ha recuperado parcialmente, pese a estar aguas abajo de un importante polígono industrial. Allí encontramos un número mayor de familias EPT, con taxones poco tolerantes a la contaminación orgánica (heptagénidos, leptoflébidos) o química, como el polimitárcido *Ephoron virgo* (van der Geest *et al.*, 2000). El IBMWP se encuentra entre el límite superior de la clase II (97) y el inferior de la clase I (105).

Las fuentes de perturbación en la siguiente estación, Miralsot (78), son numerosas y habría que comprobarlas y corregirlas. No parece que su problema principal sean los vertidos urbanos directos sobre el cauce, aunque estos deberían tratarse. Además, existen vertidos industriales, que se suman a los que ya bajaban por el río. Hemos localizado en el tramo a la especie invasora introducida *Procambarus clarkii*. Con todo, los mayores problemas del río en su parte media-baja son el río Alcanadre, que arrastra los vertidos del río Flumen, y la importante agricultura y ganadería de la zona. La comunidad de macroinvertebrados bentónicos se encuentra muy deteriorada, presentando un número escaso de taxones (11-13) y de familias EPT (4). En consecuencia obtiene un IBMWP bajo en ambos muestreos (48), lo que clasifica su estado ecológico como clase III.

4.3.1.5. Subcuenca del río Huecha

En Magallón las fuentes de perturbación son importantes: escombros y otros residuos urbanos (plásticos, ropa, corcho blanco, un colchón, una estufa...), carga orgánica, especies introducidas (*Procambarus clarkii*)... que afectan a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de forma moderada. La comunidad es poco diversa (los gammáridos representan el

57-77%), con un bajo número de taxones presentes (13 y 12 por muestreo), y muy pocas (3) familias EPT; sólo quedan los organismos más tolerantes a la contaminación. Por ello los valores de los índices IBMWP (39-37) e IASPT (3,54-3,36) son muy bajos, especialmente el del primero de ellos. Esto ocasiona que el estado ecológico del tramo sea clasificado como clase III.

4.3.1.6. Subcuenca del río Jalón

Algunos afluentes (o por lo menos en los tramos muestreados) presentan un muy buen estado ecológico, con comunidades de macroinvertebrados propias de tramos no alterados. Es el caso de los ríos Manubles y Pancrudo. Ambos mantienen comunidades con un elevado número de taxones, que generan valores altos del IBMWP, presentando esas comunidades alta diversidad, alta equidad y baja dominancia de los taxones (especialmente en el primer caso).

El río Grío antes de Codos (89) presenta una comunidad con una elevada riqueza de taxones, entre los cuales hay que destacar un número elevado de familias EPT y de odonatos (4). Esto se traduce en unos índices IBMWP e IASPT altos (incluso muy elevados, alcanzado el primero 196 en septiembre), que clasifican el tramo con muy buen estado ecológico. Sin embargo, esto es así hasta llegar al pueblo, donde el río se convierte prácticamente en un basurero, y los vertidos urbanos que recibe son, en el verano por lo menos, superiores en volumen al caudal que lleva el río.

Otros puntos de la subcuenca presentan valores bajos de perturbación, que se traducen en cambios leves en la composición de las comunidades y en la desaparición de parte de los organismos más sensibles a la contaminación. El estado ecológico de esos tramos ha sido clasificado como buen estado (clase II). Nos referimos a las estaciones de Tierga (río Isuela), Jaraba (río Mesa), Calamocha (río Jiloca, tras la desembocadura del río Pancrudo), San Martín del Río (río Jiloca), y Cetina (río Jalón). Tanto la detracción de caudales (Cetina) como la contaminación orgánica y la agrícola (de nuevo Cetina, pero también San Martín del Río y Calamocha) parecen ser los causantes de esta situación. La valoración de las estaciones situadas en el río Jiloca es algo problemática, debido a una riada consecuencia de las tormentas veraniegas en agosto.

4.3.1.7. Subcuenca del río Huerva

Ambos tramos muestreados mostraron comunidades de macroinvertebrados propias de tramos no alterados, con elevada riqueza de taxones y valores altos del índice IBMWP.

4.3.1.8. Subcuenca del río Aguasvivas

El tramo del río Cámaras (94) presenta numerosos taxones, incluidos aquellos poco tolerantes a la contaminación, como son las familias EPT (8 y 9) y los odonatos (5 familias). En consonancia con esto, presenta unos valores del IBMWP y del IASPT elevados, (clase I).

En Blesa (95) era apreciable una contaminación orgánica del río (sedimentos negros y malolientes, exceso de algas verdes) que se traduce en una disminución drástica de las familias menos tolerantes a la contaminación. Las condiciones meteorológicas hicieron que no fuese posible realizar el muestreo de julio en Moneva (96) y Almochuel (97).

4.3.1.9. Subcuenca del río Martín

Existe un trabajo previo sobre la calidad de las aguas de ríos turolenses en 1988-1989 que incluye a esta subcuenca (Pujante *et al.*, 1995). En el mismo se muestrearon cuatro localidades en el río Martín (Montalbán, Oliete, Ariño e Híjar) y una en su afluente Escuriza (Alloza). Los valo-

res del IBMWP en ese estudio son bajos en la mayoría de los casos, pero esto probablemente se debe a la utilización de una red con una luz de malla excesivamente amplia (2 mm, mucho mayor que los recogidos en las normas de estandarización de muestreo biológico para calidad del agua: AENOR, 1995a,b). En efecto, con ese tamaño de malla se pierde una fracción importante de la comunidad, lo que acarrea valores inferiores del índice e imposibilita la comparación con los presentes muestreos.

Esos tramos presentan un estado ecológico, según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos, de clase II (buen estado), que en la primera campaña alcanzó el umbral inferior de la clase I (muy buen estado) en la estación de Ariño.

4.3.1.10. Subcuenca del río Regallo

Pujante *et al.* (1995) muestrearon en 1988-89 este río en Mas del Caperuelo, otorgándole un valor del índice IBMWP extremadamente bajo, pero la metodología de ese trabajo es cuestionable por el uso de una luz de malla excesiva y no permite comparaciones (ver lo dicho en la subcuenca anterior).

Se muestreó una sola estación en este cauce, en Chipriana. Ambas campañas mostraron una comunidad de macroinvertebrados algo alterada por la actividad humana. Los índices IBMWP e IASPT presentan valores relativamente bajos (67-62 y 3,72-3,87, respectivamente), por lo que clasificaríamos el estado ecológico del tramo como clase II.

4.3.1.11. Subcuenca del río Guadalope

El referido trabajo de Pujante *et al.* (1995), es la única referencia encontrada sobre los macroinvertebrados bentónicos y la calidad de las aguas de esta subcuenca.

El tramo muestreado en el río Bergantes (102) presenta una comunidad de macroinvertebrados bentónicos propia de tramos en los que no se aprecian las perturbaciones de origen humano, estando presentes organismos muy sensibles a la contaminación (nueve familias EPT). Los índices para valorar su calidad presentan valores altos, y el estado ecológico del tramo es clasificado como muy buen estado (clase I). Esto contrasta enormemente con lo encontrado por Pujante *et al.* (1995) para esta misma localidad en 1988-89, donde el IBMWP varió entre 37 y 52 (una hipotética clase III), pero véase lo dicho en la subcuenca del río Martín para explicar el probable submuestreo de estos autores.

En el río Guadalope observamos un incremento de las alteraciones de origen humano conforme bajamos por el río. Así, la primera estación muestreada, tras la desembocadura del río Campo (Aliaga, 103), presenta una comunidad propia de tramos no alterados, con numerosos taxones (37 en total) entre los que se encuentran organismos muy sensibles a la contaminación (10-7 familias EPT y tres de odonatos). En consonancia con ello, los valores de los índices de calidad son altos, clasificando su estado ecológico como clase I (muy buen estado).

Ladruñán presenta una comunidad con un menor número de taxones, aunque todavía están presentes algunos muy sensibles. Castelserás presenta, en la primera campaña, una comunidad con un número alto de taxones, entre los que se encuentran organismos muy sensibles a la contaminación. El IBMWP clasificaría su estado ecológico como clase I, aunque debemos hacer notar la presencia de la especie alóctona *Procambarus clarkii*. La segunda campaña ha podido resultar afectada por el elevado caudal, pero la disminución del índice ha sido muy acusada (de 120 a 49). En estas condiciones no es posible asignar un estado ecológico de clase I al tramo, y tampoco parece acertado utilizar los valores de septiembre, por lo que clasificamos su estado como clase II.

En Alcañiz la comunidad de macroinvertebrados da signos de una desviación moderada, habiendo disminuido el número de taxones que la forman y habiendo desaparecido casi completamente los organismos más sensibles a la contaminación. Los índices de calidad sitúan el estado ecológico entre el umbral superior de la clase III y el umbral inferior de la clase II, por lo que la clasificamos como clase III.

En Caspe ambas campañas muestran una comunidad de macroinvertebrados bentónicos que se desvía considerablemente de lo esperado en condiciones inalteradas. No solo están ausentes grupos taxonómicos principales de la comunidad, sino que han desaparecido los organismos más sensibles a la contaminación: clase IV.

4.3.1.11. Subcuenca del río Matarraña

Se ha valorado el estado ecológico de los dos tramos muestreados en el río Algar, según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos, como buen estado (clase II), si bien por distintos motivos. En el tramo de Calaceite (108), situado en el límite regional con Cataluña, la comunidad se encuentra formada por un número alto de taxones, incluyendo numerosos organismos muy sensibles a la contaminación. Los índices IBMWP e IASPT dan valores altos (el primero de ellos en septiembre en el límite inferior de la clase I: 102). La clasificación de su estado ecológico como clase II es debida a la presencia del cangrejo introducido *Procambarus clarkii*. En el tramo de Nonaspe, por el contrario, la comunidad está formada por un menor número de taxones, y han desaparecido parte de los grupos más sensibles a la contaminación, lo que lleva a valorar su estado ecológico como clase II.

En el río Matarraña encontramos un tramo con una excepcional comunidad de macroinvertebrados bentónicos, el que está situado tras la confluencia del río Tastavins, en las cercanías de Valderobres (110). La comunidad está formada por un número muy elevado de taxones (48), incluyendo aquellos organismos más sensibles a la contaminación (15 familias EPT). El valor del índice IBMWP alcanza en junio uno de los valores más altos registrados en este estudio (222), siendo muy elevado también el de la segunda campaña. Incluso en Pujante *et al.* (1995), pese sus problemas metodológicos (véase lo dicho en la subcuenca del río Martín), los tramos situados en ambos ríos antes de su confluencia presentan unos de los valores más altos de los encontrados en ese estudio (aunque por debajo de 100). Sin duda alguna, se trata de un tramo con un excelente estado de conservación y elevada biodiversidad, que debería ser protegido de agresiones humanas.

El estado ecológico de los otros tres puntos, considerando ambas campañas, queda clasificado como clase II (buen estado). La valoración que realiza la C. H. del Ebro en el 2002 de la calidad del agua en Nonaspe y Maella es A1-A2. En esta última estación, además, la clasificaron como no apta para la vida piscícola en uno de los muestreos debido a las elevadas concentraciones de amonio total y amoniaco no ionizado (Gimeno Abós & Sanz Pérez, 2003).

4.3.1.12. Eje del Ebro

El curso medio del Ebro es el de un río tremendamente antropizado, donde las intervenciones humanas se han convertido en el principal factor de la dinámica del sistema (Ollero Ojeda, 1996). Las derivaciones de caudales (canales de Lodosa, Tauste e Imperial de Aragón, así como otras muchas menores), las extracciones de áridos, la creación de infraestructuras y obras de defensa, los retornos de riegos y los vertidos urbanos e industriales condicionan totalmente el estado ecológico del río. La situación es tan lamentable, que una especie de macroinvertebrado bentónico en peligro de extinción, el bivalvo *Margaritifera auricularia*, presenta su mayor pobla-

ción en el Canal Imperial de Aragón, mientras que las poblaciones encontradas en el cauce del Ebro en Aragón (hábitat original) son muy reducidas (Araujo & Ramos, 1998; Álvarez-Halcón *et al.*, 2000; Valledor de Lozoya, 2000).

Se han muestreado seis estaciones en el eje del Ebro: Novillas, Alfocea, desembocadura del Gállego y salida EDAR en Zaragoza, Pina de Ebro y Escatrón. Lo primero que llama la atención es que todas las estaciones situadas en el río Ebro a su paso por Aragón muestran perturbaciones profundas que deben ser corregidas. Están ausentes amplias proporciones de las comunidades biológicas que deberían de estar presentes en la zona. Pese a ello, existen diferencias entre estas estaciones. Así, en los tramos de Novillas (114), Alfocea (115) y Pina (118), todas ellas con un estado ecológico de clase III, todavía podemos encontrar dos taxones sensibles a la contaminación: leptoflébidos y heptagénidos, estos últimos a muy bajas densidades mientras que los primeros pueden alcanzar densidades de hasta 355 indiv./m² en Novillas. En Escatrón, por el contrario, han desaparecido todos los taxones con una valoración en el IBMWP superior a 6, mostrando una comunidad tan degradada que sitúa el estado ecológico del tramo en clase IV.

Pinilla & Alonso (2001) valoran la calidad físico-química de las aguas, la del hábitat para la fauna acuática, la vegetación de ribera y el hábitat para la fauna de ribera, asignando cada tramo del eje del Ebro a una de cuatro clases de calidad (aunque hablan extensamente de la Directiva Marco del Agua, no siguen su clasificación del estado ecológico). Pese a lo indicado en su metodología, no asignan como valor del estado ecológico el peor de los obtenidos en cada variable, sino que suelen ponderarlo hacia arriba. Pese a estas consideraciones metodológicas, consideran que la mayor parte del eje del Ebro se encuentra en su clase tercera, lo que se aproxima a nuestros resultados con macroinvertebrados bentónicos. De los cuatro puntos del eje del Ebro en los que URS (2002b) tomó muestras de macroinvertebrados en agosto de 2002, dos se encuentran en la clase III (aguas arriba del polígono industrial de Malpica y en la presa de Pina), uno en la clase V (ver más abajo) y otro en la II, tras la desembocadura del río Huerva.

En el Plan Hidrológico del Ebro aparece como "objetivo de calidad" que las aguas de todo el curso medio del Ebro alcancen la categoría A3, que son las aguas de peor calidad que pueden llegar a ser potabilizadas para consumo humano (previamente sometidas a tratamientos físicos y químicos intensivos, afino y desinfección). La CHE consideró la calidad de todas las estaciones muestreadas en la parte aragonesa del río en el 2001 y 2002 dentro de esta categoría, con algunas entre A1 y A2, pero con valores inferiores a A3 en Pina en 2002 (Gimeno Abós & Sanz Pérez, 2002, 2003). Dos estaciones del río Ebro que hemos muestreado, y que no se encuentran recogidas en la red ICA, están todavía en peor estado: la primera tras la desembocadura del río Gállego, y la segunda tras el emisario de la EDAR de La Cartuja, ambas en el término municipal de Zaragoza. Ambas obtienen un estado ecológico de clase V.

Estos tramos pueden calificarse de auténticos puntos negros, con unos niveles de contaminación tan elevados que en sus aguas tan solo persisten algunos pocos de los macroinvertebrados bentónicos más tolerantes a la contaminación. Estas comunidades degradadas se encuentran dominadas numéricamente por quironómidos y oligoquetos (del 94 a más del 99% de los individuos recogidos pertenecen a estos dos grupos), y prácticamente se encuentran limitados ellos (unos pocos taxones más, muy tolerantes a la contaminación, están representados en los muestreos por individuos aislados, provenientes probablemente del arrastre desde tramos superiores). En un muestreo realizado en agosto del 2002 tras la desembocadura del río Gállego, URS (2002b) encuentran también la comunidad limitada a oligoquetos y quironómidos,

acompañados de ejemplares aislados de cénidos y ostrácodos. Estas comunidades son las más alteradas que hemos encontrado en los tramos muestreados en Aragón y, en consonancia, los valores de los índices son los más bajos. Pinilla & Alonso (2001) también indican que la calidad de las aguas del río Ebro en estos tramos está en su clase inferior.

4.3.2. CUENCA DEL RÍO TAJO

En ambas campañas se encontró en Orihuela del Tremedal. una comunidad de macroinvertebrados propia de tramos no alterados, con un número elevado de taxones, incluyendo un número alto de familias EPT (16 entre los dos muestreos) e IBMWP (alrededor de 200), quedando como clase I

4.3.3. CUENCA DEL RÍO JÚCAR

El río Cabriel en El Vallecillo mostró comunidades de clase I, de acuerdo también con otros estudios (Martínez Mas *et al.*, 2004; CHJ, 2005).

4.3.4. CUENCA DEL RÍO TURIA

Se puede observar un empeoramiento del estado ecológico a medida que nos alejamos de las cabeceras de los ríos y se incrementa la presión humana. No obstante, en las cercanías de la cabecera del Guadalaviar lamentamos encontrar el río con un estado ecológico de clase II, debido a los vertidos urbanos y extracciones de agua en un cauce con muy poco caudal. En 1999-2000 el estado ecológico detectado en los tramos altos del Guadalaviar y el Alfambra resultó entre muy bueno y bueno, según el tramo (Martínez Mas *et al.*, 2004). La C.H. del Júcar indica que el Guadalaviar tiene un nivel de presión medio debido a los vertidos con carga orgánica, siendo alto en el Alfambra. Sus valores del IBMWP para estos afluentes también varían entre la clase I y la II (CHJ, 2005). Las extracciones de agua para la agricultura, bien de forma directa para riego o indirecta mediante la plantación de chopos (*Populus* spp.) representan un problema a valorar, especialmente en el río Alfambra (presión por extracción de agua de nivel medio para CHJ, 2005).

La disminución del estado ecológico es especialmente notable en la cuenca del Turia tras pasar la capital turolense. El importante foco de contaminación que supone Teruel ya fue puesto de manifiesto por Sánchez *et al.* (1994) y por Pérez-Murciano *et al.* (1998). En dos años (1986-1988) de muestreos bianuales, Sánchez *et al.* (1994) indican que encontraron en total 17 taxones de categoría equivalente a la empleada en nuestro trabajo, mientras que en febrero de 1993 la comunidad estaba formada únicamente por quironómidos y oligoquetos (Pérez Murciano *et al.*, 1998), los taxones más tolerantes a la contaminación. Estudios realizados en 1991-1992, antes de la puesta en marcha de la depuradora, ponían de manifiesto que estos vertidos representaban un incremento de temperatura y conductividad, un elevado aporte de materia orgánica y concentraciones de algunos metales por encima de las concentraciones máximas permitidas (Puebla Remacha *et al.*, 1989-90).

La contaminación señalada provoca que el IBMWP en Villaespesa sea el menor de toda la cuenca (clase IV). CHJ (2005) asigna a todos los tramos aragoneses del Turia a partir de Teruel valores de estado ecológico de clase III y IV, según el IBMWP, mientras que indica que el estado de sus riberas (QBR) es de clase V.

Aunque el río parece experimentar una cierta mejoría (insuficiente, su estado ecológico sigue en clase III) en el tramo de Villeda por efecto de su autodepuración, vuelve a empeorar abandonando Aragón en clase IV. Este empeoramiento del estado ecológico puede ser debido a nue-

vos vertidos urbanos de las poblaciones ribereñas (que vierten al río sin realizan un tratamiento adecuado de la carga orgánica: CHJ, 2005) y a contaminación agrícola. A este respecto hay que tener en cuenta que un estudio realizado en 1988 encontró lindano en todas las muestras, incluyendo una concentración superior a la máxima admisible en aguas destinadas al consumo humano en un caso (Puebla *et al.*, 1988).

4.3.5. CUENCA DEL RÍO MIJARES

Comunidades propias de un muy buen estado ecológico en todos los puntos muestreados.

4.3.6. CONSIDERACIONES GENERALES

4.3.6.1. Relaciones entre los distintos índices empleados

Puesto que hemos definido las clases de estado ecológico según el valor del IBMWP, y hemos empleado también otros índices para completar nuestra visión de las comunidades de macroinvertebrados y de su estado de conservación, debemos preguntarnos en qué medida están relacionados estos otros índices con el IBMWP y entre sí. El IBMWP presenta una correlación muy fuerte con el número de taxones encontrado en cada campaña (0,94), el número de taxones encontrado en cada estación (0,88) y el número de familias EPT (0,88). Esto es lógico, teniendo en cuenta que dicho índice no es más que la suma de los taxones encontrados ponderada con los valores tabulados de la sensibilidad a la contaminación de dichos taxones, y que los grupos EPT presentan generalmente unas puntuaciones altas en el índice. La correlación con el IASPT fue bastante menor, y muy baja (o incluso inexistente en algún caso) con la densidad y los índices de estructura de comunidades, indicando que estos últimos no valorarían correctamente el estado ecológico. Los índices de estructura de la comunidad, por su parte, se encuentran fuertemente correlacionados entre sí.

Dado que hemos hallado el estado ecológico a partir de las categorías del IBMWP, resulta interesante explorar como se comportan los distintos índices en cada una de las clases de estado ecológico (fig. 4-2). Vemos que los índices más fuertemente correlacionados con el IBMWP (número de taxones por campaña, número total de taxones y número de familias EPT) presentan un escalonamiento junto con el de las clases de estado ecológico: valores altos con un estado ecológico muy bueno, que van disminuyendo conforme empeora éste. Además, los diagramas de cajas nos permiten detectar qué estaciones se alejan más de los valores centrales de cada grupo. Así, podemos apreciar como el río Guatizalema después de Nocito (60) destaca de los demás por el elevado número de taxones encontrados en él. También el río Aguasvivas, en Blesa (95), se encuentra muy por encima de los valores de una clase III en el primer muestreo, cuando todavía quedaba en el cauce la suficiente cantidad de agua para diluir la carga orgánica.

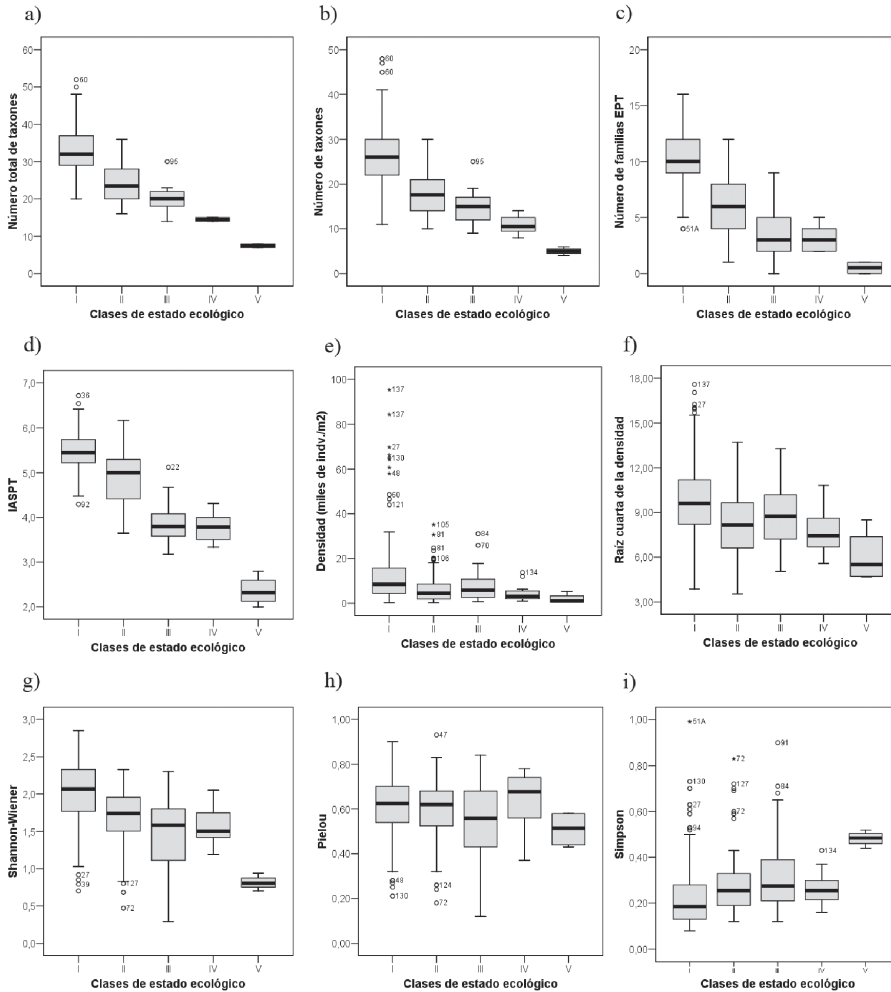
4.3.6.2. Estado ecológico de la red fluvial aragonesa

Poco más de la mitad de las estaciones muestreadas presentan un estado ecológico, según sus macroinvertebrados, de clase I. Si a esto sumamos las estaciones cuyo estado ecológico está en clase II, obtenemos que un 84% de las estaciones muestreadas cumplen con los criterios de la Directiva 2000/60/CE (mantenerse por lo menos en un estado ecológico bueno), en lo que a las comunidades de macroinvertebrados se refiere. De forma similar, en toda la cuenca del Ebro, según datos de su Confederación Hidrográfica, alrededor del 80% de las estaciones se encontraba entre estas dos clases en el 2005 (Oscos *et al.*, 2006).

El 16% de las estaciones muestreadas, en cambio, presentó unas comunidades muy degradadas, en los casos más lamentables limitadas a unos pocos taxones supervivientes. Si bien

FIGURA 4-2

Valores de los distintos índices en cada clase de estado ecológico



Valores de los distintos índices en cada clase de estado ecológico. La franja negra representa la mediana, la caja abarca los valores de las estaciones comprendidas entre el primer y el tercer cuartil, las líneas negras los valores situados hasta 1,5 veces la longitud del rango intercuartil, los círculos los valores atípicos (separados entre 1,5 y 3 veces de la longitud del rango intercuartil) y los asteriscos los valores extremos (separados más de tres veces de la longitud del rango intercuartil).

es muy poco probable que los tramos con un estado ecológico de clase V puedan ser recuperados en un horizonte temporal corto (especialmente teniendo en cuenta la magnitud de los vertidos urbanos, industriales y agrícola-ganaderos que soportan), deberían irse mejorando las condiciones de estos tramos degradados para que sus comunidades pudieran recuperarse y alcanzar un estado ecológico de por lo menos clase II (mínimo admisible en la Directiva 2000/60/CE).

Teniendo en cuenta las regiones que hemos definido en el cap. 4 según las comunidades de macroinvertebrados encontradas, podemos analizar la distribución de valores de los distintos índices en ellas, para ver si hay diferencias entre los distintos tipos de ríos. La distribución de los índices en las distintas regiones, tomando cada tipo de río conjuntamente con independencia de su estado ecológico se indica en la fig. 4-3.

El número total de taxones encontrados por estación es algo superior en la montaña ibérica y en la prepirenaica que en el resto, mientras que la mediana más baja es la de los grandes ríos, algo que se repite si valoramos sólo los taxones encontrados en cada campaña.

El número de familias EPT resulta menor en las estaciones de la depresión, y superior en la montaña pirenaica y prepirenaica, aunque encontramos una variación intraregional mayor en otros tipos de río (grandes ríos, montaña ibérica).

El índice IASPT muestra sus valores más altos en la montaña pirenaica y prepirenaica, presentando un rango muy amplio en la región de los grandes ríos y unos valores bajos en la depresión (aunque solapados con el rango inferior al primer cuartil de los grandes ríos y montaña ibérica).

La densidad es el parámetro que muestra una mayor variabilidad dentro de las regiones, si bien la mediana es muy similar en todas las regiones menos en la montaña ibérica, donde presenta su mayor variabilidad y los valores más altos.

Los índices de estructura de comunidades muestran una gran variación dentro de cada región, sin embargo es mayor la mediana de la montaña mediterránea prepirenaica y de la montaña pirenaica en los índices de diversidad y equidad

La interpretación de estos resultados se ve afectada por el hecho de que las distintas clases de estado ecológico no están distribuidas uniformemente por el territorio aragonés. En efecto, los tramos que sufren mayores presiones humanas, en forma de transformación del territorio y vertidos urbanos, agrícolas o industriales, se encuentran con más frecuencia en las partes medias y bajas de los ríos que en sus cabeceras. Como consecuencia de esta distribución diferencial de las presiones e impactos podemos encontrarnos con diferentes porcentajes de clases de estado ecológico según la región en la que nos encontremos.

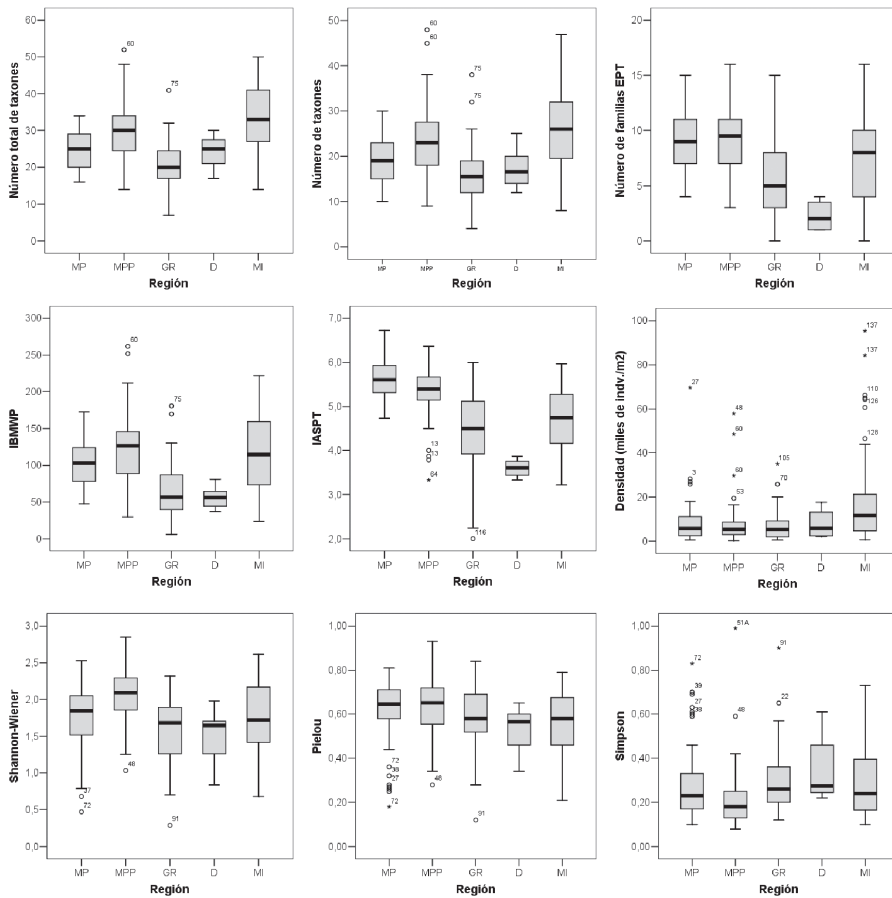
Así, en la región pirenaica todas las estaciones muestreadas se encuentran entre la clase I y II, con lo que sólo sería necesario conservar el estado ecológico de esos tramos para cumplir en ellos los objetivos de la Directiva 2000/60/CE, por lo menos en cuanto a las comunidades de macroinvertebrados se refiere. En los ríos de la montaña prepirenaica por desgracia encontramos una mayor variedad de clases de estado ecológico, con un 6% de estaciones (dos tramos) por debajo de los límites fijados por la Directiva. En todo caso, hay que tener en cuenta que el tramo con un menor estado ecológico ha sido el de Lalueza, en el río Flumen, y que otros autores (Prat & Munné, 1998) sitúan este tramo en la región de la depresión. Sus características físicas son distintas a las de los ríos incluidos aquí en la depresión (p. ej., Regallo o Huecha) y estarían a medio camino entre las de los ríos de la montaña prepirenaica y las de los grandes ríos, pese a que el lamentable estado en el que se encuentran sus aguas no permite una clasificación apropiada basada en sus degradadas comunidades de macroinvertebrados.

Las regiones de los grandes ríos es la que mayor amplitud de estado ecológico presenta, estando algo más de la mitad (52%) de las estaciones muestreadas por debajo del estado ecológico mínimo admitido en la DMA. Además, los dos únicos tramos que alcanzan un estado ecológico de clase I presentan algunas características peculiares. En el caso de Enate, en el río Cinca, aunque la amplitud de su cauce, caudal y posición lo definen como gran río, el cauce se encuentra en este tramo dividido en una gran cantidad de brazos anastomosados, con una pro-

fundidad no muy grande en la mayoría de ellos. Además, hay que tener en cuenta que este tramo se encuentra afectado por la presencia de la especie invasora *Procambarus clarkii*, por lo que lo consideraríamos como clase II. En el caso de Monzón, aunque tenga unas comunidades de macroinvertebrados propias de un tramo entre clase I baja y II alta (en los muestreos realizados en el 2004 clase I) y parezca recuperado de las agresiones sufridas, hay que tener en cuenta que padece una contaminación industrial tan fuerte que sus peces no son comestibles. En esta región encontramos también los tramos peor conservados de Aragón, en las cercanías de Zaragoza.

FIGURA 4-3

Distribución de los índices de calidad de las aguas y estructura de las comunidades de macroinvertebrados en los distintos tipos de río



MP = montaña pirenaica; MPP = montaña prepirenaica; MI = montaña ibérica; D = depresión; GR = grandes ríos. La franja negra representa la mediana, la caja abarca los valores de las estaciones comprendidas entre el primer y el tercer cuartil, las líneas negras los valores situados hasta 1,5 veces la longitud del rango intercuartil, los círculos los valores atípicos (separados entre 1,5 y 3 veces de la longitud del rango intercuartil) y los asteriscos los valores extremos (separados más de tres veces de la longitud del rango intercuartil)

En la montaña ibérica la mayoría de los ríos presentan un estado ecológico muy bueno o bueno, siendo un 15% de los tramos estudiados los valorados por debajo de estos estados. Los tramos peor conservados los encontramos en el río Turia, tras los vertidos de la capital turolense.

Los ríos de la depresión se encuentran en un estado ecológico moderado (clase III), inferior al mínimo permitido por la DMA, exceptuando el río Regallo en Chipriana, que alcanza un estado bueno. Sin embargo, las profundas modificaciones morfológicas e hidrológicas que presenta este tramo, convertido más bien en una acequia de riego, disminuirían su estado ecológico global.

Por estas razones no resulta lógico buscar diferencias significativas entre las distintas regiones utilizando los datos de todas las estaciones, ya que las diferencias entre el nivel de perturbación humana que soporta cada región podrían ser más importantes que las diferencias entre regiones. Por eso la distribución de los valores de los índices anteriores tiene un valor meramente descriptivo.

Para valorar posibles diferencias entre regiones deben analizarse los datos de aquellas estaciones con mínimas perturbaciones humanas. La distribución de los valores de los índices en cada región, tomando sólo aquellas estaciones con un estado ecológico muy bueno, atendiendo a sus comunidades de invertebrados acuáticos, puede observarse en la figura 4-4. Debido a la escasez de estaciones en clase I en la región de los grandes ríos, y a sus peculiaridades expuestas anteriormente, se incluyen en los gráficos sólo a título descriptivo, y no se han incorporado a los análisis siguientes. La depresión no tiene estaciones con un estado ecológico muy bueno.

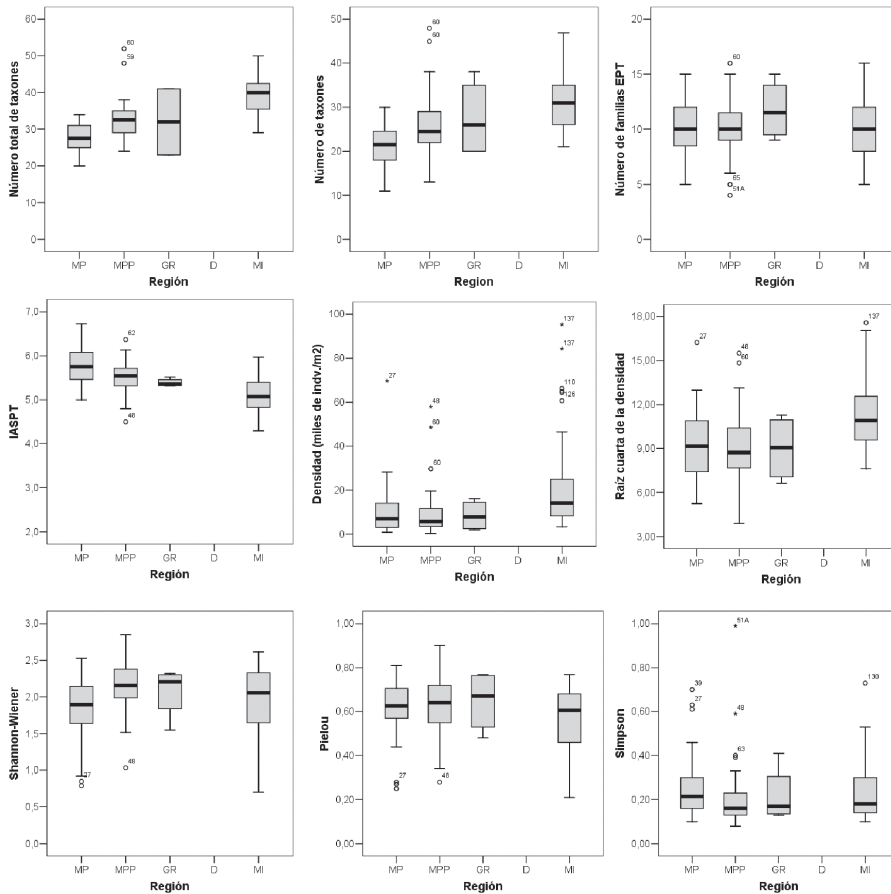
Para poder valorar si existen diferencias significativas entre las estaciones de las regiones de la montaña pirenaica, la montaña mediterránea prepirenaica y la montaña mediterránea ibérica, realizamos una ANOVA y un test *post hoc* de Duncan con los valores medios de los índices en cada estación (tomamos valores medios para evitar pseudoreplicación). Encontramos diferencias significativas entre las regiones en cuanto al número total de taxones, número de taxones por campaña e IASPT ($p < 0,01$ en todos los casos). El IBMWP separó ($p < 0,01$) las estaciones de los Pirineos de las mediterráneas (montaña prepirenaica y montaña ibérica) siendo algo mayor en estas últimas. Esto puede ser debido a que las estaciones del río Guatzalema en Nocito (Prepireneos) y del río Matarraña en Valderrobres (Sistema Ibérico) presentan los valores más altos de este índice en Aragón, elevando la media de sus respectivas regiones.

Sin embargo, hay que dejar claro que estas diferencias se dan entre estaciones que presentan un estado ecológico muy bueno, basado precisamente en este índice, por lo que queda claro que los tramos de los ríos de estas regiones pueden alcanzar los valores umbrales de la clase I del IBMWP propuestos inicialmente (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) al utilizarlos con este sistema de muestreo, con independencia de la región en la que se encuentren (pireneos, montaña mediterránea prepirenaica o montaña prepirenaica ibérica).

Prat & Munné (1999), comparando las estaciones menos perturbadas de la cuenca del Ebro según su regionalización previa (Prat & Munné, 1998), no encuentran diferencias significativas entre las estaciones de la alta montaña, montaña húmeda (estas dos categorías están dentro de nuestra montaña pirenaica) y montaña mediterránea (que nosotros dividimos en montaña mediterránea prepirenaica y montaña mediterránea ibérica) en cuanto al número de taxones e índice IBMWP. En el caso del IASPT, separan la alta montaña de la montaña mediterránea, enlazando ambos grupos con la montaña húmeda.

FIGURA 4-4

Distribución de los índices de calidad de las aguas y estructura de las comunidades de macroinvertebrados en los distintos tipos de río, considerando sólo las estaciones con un estado ecológico muy bueno (clase I)



MP = montaña pirenaica; MPP = montaña mediterránea prepirenaica; MI = montaña ibérica; D = depresión (sin estaciones en ese estado); GR = montaña mediterránea ibérica. La franja negra representa la mediana, la caja abarca los valores de las estaciones comprendidas entre el primer y el tercer cuartil, las líneas negras los valores situados hasta 1,5 veces la longitud del rango intercuartil, los círculos los valores atípicos (separados entre 1,5 y 3 veces de la longitud del rango intercuartil) y los asteriscos los valores extremos (separados más de tres veces de la longitud del rango intercuartil)

En cuanto a la estructura de las comunidades, encontramos diferencias significativas ($p < 0,01$) entre las estaciones de la montaña ibérica y aquellas de los pirineos y prepireneos en la densidad (transformada mediante la raíz cuarta para poder cumplir las restricciones de la ANOVA). El índice de diversidad de Shannon-Wiener separa la montaña pirenaica de la ibérica, enlazando ambas con la prepirenaica ($p < 0,05$). Los índices de equidad de Pielou y de dominancia de Simpson no presentan diferencias significativas entre regiones.

4.3.6.3. Perturbaciones humanas más importantes en la red fluvial aragonesa

Este análisis se basa en las estaciones muestreadas, por lo que no pueden ser detectadas otras alteraciones puntuales en los tramos no muestreados, ni perturbaciones en los tramos muestreados que a la intensidad actual no afecten a las comunidades de macroinvertebrados.

Los tramos peor conservados, en lo que se refiere a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, están situados generalmente en las partes medias y bajas de los ríos, donde mayor presión demográfica, industrial y agrícola existe. En la cuenca del Ebro, cuyo eje está totalmente degradado, esto se puede apreciar en las subcuencas del Arba, Cinca, Guadalope, Jalón (en la parte muestreada), y en menor medida en la del Matarraña. Lo mismo ocurre en la cuenca del Turia. Tramos similares a éstos, pero no muestreados, como la parte final de las subcuencas del río Huerva y del río Jalón, podrían dar resultados similares. La mayor degradación de los ríos en tramos medios y bajos se puede considerar una tendencia generalizada, debido a la covariación entre gradientes naturales y antropogénicos ocasionada porque las actividades humanas son más intensas en determinadas formaciones del paisaje (Allan, 2004).

En condiciones naturales, los ríos mediterráneos presentan un menor caudal coincidiendo con el estío. Además, es en esta época cuando las detracciones de caudales para riegos son mayores, al igual que los retornos con carga contaminante (p. ej., vertidos urbanos en pueblos, retornos de riegos...). Por eso, es en verano cuando la evaluación del estado ecológico de los ríos nos muestra en su mayor gravedad las alteraciones humanas.

En las estaciones muestreadas en este estudio, las mayores afecciones de origen humano sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos han sido debidas a: 1) contaminación orgánica y eutrofización, 2) incremento de la sedimentación, 3) especies introducidas invasoras, 4) contaminación térmica, 5) sustancias bioacumulables, 6) vertidos puntuales, y 7) detracción y alteración de caudales.

4.3.6.3.1. Contaminación orgánica y eutrofización

El incremento de la materia orgánica de un río puede provenir de dos fuentes principales: incremento directo de esa materia orgánica o incremento indirecto, al incrementar los nutrientes. El primer caso sería, por ejemplo, el de los vertidos urbanos sin depurar o con depuración insuficiente, que provocan la entrada en el ecosistema acuático de una gran cantidad de materia orgánica. La descomposición de esta materia, por hongos y bacterias, reduce el oxígeno disponible en el agua, afectando principalmente a todos aquellos organismos que obtienen el oxígeno del agua (la mayoría de los taxones). No es de extrañar que, en las puntuaciones del IBMWP, los organismos más tolerantes a la contaminación puedan obtener el oxígeno del aire (p. ej., sírfidos, culícidos, caobóridos...) o presenten hemoglobina como pigmento respiratorio.

El incremento de los nutrientes (fundamentalmente fósforo y nitrógeno) produce un incremento en la producción de algas (y otros tipos de vegetación) en el agua, que acaban muriendo y entrando en descomposición, produciendo condiciones similares al caso anterior. Las fuentes más importantes de contaminación por incremento de nutrientes son los residuos agroganaderos, tanto en vertido directo como indirecto por contaminación difusa. Es un grave problema que habría que acotar, eliminando las facilidades para la utilización de abonos químicos en la agricultura y potenciando prácticas agrarias menos agresivas con el entorno.

La contaminación orgánica reduce el número de taxones presentes en la comunidad de macroinvertebrados, eliminando aquellos organismos más sensibles a la contaminación. Esto puede no representar una disminución importante en la abundancia total de macroinvertebra-

dos, puesto que se pueden dar explosiones demográficas de los organismos que se alimentan de esta materia orgánica y son más resistentes a la contaminación, como algunos grupos de quironómidos y oligoquetos (p. ej., Rueda *et al.*, 1998). Esto da como resultado una disminución en la diversidad y equidad de la comunidad, así como un aumento en la dominancia (motivado por el incremento demográfico de esos grupos). Esto puede ocurrir incluso ante alteraciones no graves de la comunidad de macroinvertebrados, cuando todavía están presentes parte de los organismos sensibles a la contaminación (p. ej., la proliferación de quironómidos en el tramo de Asín de Broto, en el río Ara). En el caso de una contaminación orgánica grave, incluso los grupos más tolerantes pueden ver muy reducidos sus efectivos. Ejemplos de degradación de las comunidades de macroinvertebrados por contaminación orgánica los encontramos en las estaciones de Magallón, Torrijos del Campo, Huérmeda, Villaspesa, Libros y Caspe, por citar sólo los casos más importantes. En las estaciones de Zaragoza en el río Ebro observamos igualmente una fuerte contaminación orgánica, acompañada de otras muchas agresiones antrópicas, produciendo en su conjunto valores bajísimos de los índices.

4.3.6.3.2. Incremento de la sedimentación

El incremento de la tasa de sedimentación y de sedimentos en suspensión resulta principalmente por la deforestación de la cuenca de drenaje, por prácticas agrarias incorrectas, por la presencia de presas, por la derivación de caudales, por las actividades extractivas y por los vertidos directos. Los organismos pueden ser afectados directamente, obstruyéndose sus sistemas de respiración o de alimentación, o indirectamente, al ser afectados los recursos (comida, refugio) que necesitan (Wiederholm, 1984). Se incrementa en un primer momento la deriva, desplazándose suspendidos en la corriente hasta otros tramos menos afectados. Progresivamente, se reduce el número de taxones presentes, así como la abundancia total de macroinvertebrados, aunque algunos organismos pueden verse favorecidos (oligoquetos y quironómidos, principalmente) (Wiederholm, 1984; Martin & Neely, 2001). También otros invertebrados que excavan en los sedimentos (algunos odonatos, anfípodos y el cangrejo *Procambarus* pueden resistir estas fuentes de estrés, al menos hasta un cierto nivel (Cherry *et al.*, 1979a, 1979b). Un caso de incremento en la sedimentación lo presentó la estación de Torrijos del Campo, en el río Jiloca, acompañado de contaminación orgánica.

4.3.6.3.3. Especies introducidas invasoras

El problema de las especies alóctonas es sumamente grave. Afecta a algunos de los tramos muestreados, debido a la presencia de la especie de cangrejo americano *Procambarus clarkii*, muy extendida. Hemos encontrado esta especie en 10 estaciones: Enate y Mirasot (río Cinca), Magallón (Huecha), Torrijos del Campo (Jiloca), Almochuel (Aguasvivas), Samper de Calanda (Martín), Castelserás, Alcañiz y Caspe (Guadalope) y Calaceite (Algar). Hay que tener en cuenta que no se han hecho muestreos específicos para detectar esta especie, por lo que es muy probable su presencia en otras estaciones muestreadas. De estas 10 estaciones, la corrección del estado ecológico sólo sería necesaria en Enate y Calaceite, ya que el resto presentan valores del IBMWP iguales o inferiores a los de la clase II. En el caso de Calaceite, el tramo ya se encontraba en septiembre de 2002 en el límite inferior de la clase I por el valor del IBMWP (102).

La invasión de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos por especies introducidas, con graves consecuencias ecológicas y económicas, se ha visto incrementada recientemente con los moluscos *Dreissena polymorpha* y *Corbicula fluminea*, ambos en una zona que

basa parte de su desarrollo en la explotación de especies autóctonas de peces. Serían necesarias campañas de concienciación sobre los problemas que ocasionan las especies autóctonas en los ecosistemas acuáticos.

4.3.6.3.4. Contaminación térmica

La temperatura es posiblemente el factor físico que, por sí mismo o en compañía de otros, tiene el efecto más importante sobre la vida de los organismos (Begon *et al.*, 1987, Krebs, 1985). De acuerdo con eso, se ha demostrado que la temperatura afecta al desarrollo larvario, ciclo vital, distribución y comportamiento de los macroinvertebrados acuáticos (Corbet, 1980, 1999, 2002; Cothran & Thorp, 1982; Pickup *et al.*, 1984; Wiederholm, 1984; Schütte *et al.*, 1998; Schütte & Schrimpf, 2002; Torralba Burrial & Ocharan, 2003c), por lo que las alteraciones del régimen térmico de los ecosistemas acuáticos suelen representar alteraciones importantes de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos que los habitan.

Estas alteraciones pueden provenir de fuentes obvias, como los vertidos industriales de agua a elevadas temperaturas (papeleras...) y de centrales eléctricas (térmicas o nucleares). En nuestro caso no hemos muestreado ninguna salida de centrales térmicas (no hay nucleares en Aragón) pero sí aguas abajo de la salida de industrias papeleras, en el punto del río Ebro en la desembocadura del Gállego. Sin embargo, dada la gran contaminación por vertidos urbanos, industriales y agrícolas que soportan las aguas de ese tramo (uno de los más degradados de la red fluvial aragonesa con comunidades limitadas a oligoquetos y quironómidos acompañados de ejemplares aislados de otros taxones), no es posible separar los efectos de los efluentes térmicos de las papeleras.

Otras actividades pueden pasar más desapercibidas, pero son igualmente perjudiciales, como la eliminación de la vegetación de ribera y la canalización y regulación de los ríos, que alteran tanto la temperatura media como los patrones diarios y estacionales de fluctuación de la temperatura (Wiederholm, 1984). Esto se suele traducir en una reducción del número de taxones presentes en la comunidad de macroinvertebrados, y en un cambio en su abundancia. Igualmente pueden ser sustituidas los taxones poco tolerantes a esos cambios por otros más tolerantes. En el caso de una contaminación térmica fuerte y persistente, todos los invertebrados acuáticos pueden ver muy reducida su densidad, llegando a desaparecer grandes grupos (p. ej., Cherry *et al.*, 1979a).

Las centrales hidroeléctricas, y otros embalses, pueden realizar las sueltas de agua de fondo o desde depósitos a gran altitud, produciendo una bajada de la temperatura del agua en verano. Esto produce una reducción en la riqueza de taxones de la comunidad de macroinvertebrados, como consecuencia de la eliminación de las especies termófilas, como fue puesto de manifiesto en el río Cinca por García de Jalón *et al.* (1988), aunque no ha sido corroborado por la comparación de nuestros datos de las estaciones de Labuerda-Escalona y Ainsa. También pueden producir cambios en la abundancia, biomasa y composición de la comunidad (p. ej., Céréghino *et al.*, 1997).

4.3.6.3.5. Sustancias bioacumulables

Las sustancias bioacumulables (metales, algunos pesticidas) tienen la característica de irse acumulando conforme ascendemos en las cadenas tróficas de los ecosistemas. Así, es posible que se encuentren en el agua en una concentración que resulte inofensiva, o por lo menos de efectos poco apreciables, para los macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, los organismos filtradores irán concentrando en sus cuerpos estos compuestos, los predadores los con-

centrarán todavía más, y los predadores que se alimenten de esos primeros predadores todavía más. Haines *et al.* (2003) encontraron concentraciones de mercurio no tóxicas para los invertebrados acuáticos en un río estadounidense, mientras que al llegar a los peces predadores sí que lo eran. En algún lugar según ascendemos por esas redes tróficas, los compuestos bioacumulables pueden resultar sumamente tóxicos, incluso subletales o letales, y eso es algo que no se puede detectar con la observación de la composición y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. No obstante, en casos de concentraciones muy altas de estos compuestos, sí que se produce un efecto detectable en las comunidades, siendo especialmente sensibles los grupos EPT, sobre todo los efemerópteros (Sjøbakk *et al.*, 1997; van der Geest *et al.*, 2000; van der Geest, 2001; Mebane, 2001; de Haas, 2004).

En Aragón tenemos dos ejemplos de ríos con afecciones graves debidas a sustancias bioacumulables: el Gállego desde Sabiñanigo y el Cinca desde Monzón y hasta sus desembocaduras en el Ebro. En la orden de veda anual, la propia Diputación General de Aragón recomienda que no se consuman los peces de esos tramos. En el primer río, la comunidad de macroinvertebrados en Ardisa alcanzó valores del índice IBMWP de la clase I, mientras que la de Zuera, con mayor presión de contaminación urbana e industrial, quedó en clase III. En el río Cinca, los muestreos realizados en Monzón no mostraron los efectos de la contaminación (entre las clases II y I en el 2001, clase I en 2004), mientras que en Miralsot el río sufre tantas fuentes de contaminación (agrícola, urbana e industrial) que no es posible distinguir entre los efectos de cada una.

4.3.6.3.4. Vertidos puntuales

Existen otras perturbaciones antrópicas ante las que hay que realizar una valoración más completa que la mera indicación de presencia o ausencia de taxones. Nos referimos a los vertidos puntuales de sustancias químicas, que pueden acabar con toda o la mayor parte de la fauna existente en el tramo de río afectado. Posteriormente, ese tramo de río será recolonizando por macroinvertebrados arrastrados por la corriente desde aguas arriba. En estos casos, si se muestrea cuando la colonización está ya en marcha, hay que tener en cuenta también la abundancia de los organismos que están realizando la colonización, siempre comparándola con la que existiría en la comunidad sin alterar. Recordamos que en la Directiva 2000/60/CE se incluye la abundancia de los macroinvertebrados como uno de los parámetros que hay que conocer a la hora de valorar el estado ecológico de los ríos. El vertido de carbonato cálcico en el río Tulivana en Sabiñanigo ilustra este punto.

4.3.6.3.5. Detracción y alteración de caudales

Las presas son quizás la influencia humana más conspicua sobre los ríos. (Allan, 1995). Sus efectos incluyen una serie de cambios de las condiciones físicas aguas abajo de la presa (especialmente modificación del flujo, del régimen de caudales y de la temperatura) y biológicos (alteración de la densidad de macroinvertebrados y disminución de la riqueza de especies) (Ward, 1984; Allan, 1995; Camargo & García de Jalón, 1995; Céréghino *et al.*, 1997). Estos efectos resultan especialmente evidentes al comparar las comunidades situadas aguas arriba y aguas abajo de los embalses (p. ej., Rader & Ward, 1988; Camargo *et al.*, 2004). La entidad y gravedad de estas perturbaciones dependen en parte del tipo de uso que se da a los embalses (p. ej., Camargo & Voelz, 1998). Evidentemente, también se producen alteraciones sobre el resto de organismos presentes en el río (ver Moss, 1988; Allan, 1995; Crisp, 1995).

En el caso de los tramos aragoneses que hemos estudiado, el efecto de las presas es muy claro en la estación de El Grado, en el río Cinca y Olvena en el Esera. Estudios llevados a cabo

por URS (2002a) muestran que estas alteraciones se dan aguas abajo de todos los embalses de la subcuenca del Cinca. Las presas no son la única alteración del caudal circulante que afecta a las comunidades de macroinvertebrados, sino también las extracciones de agua (Torrijos del Campo, Fuentes de Jiloca, Blesa).

5. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos de Aragón

5.1. Introducción

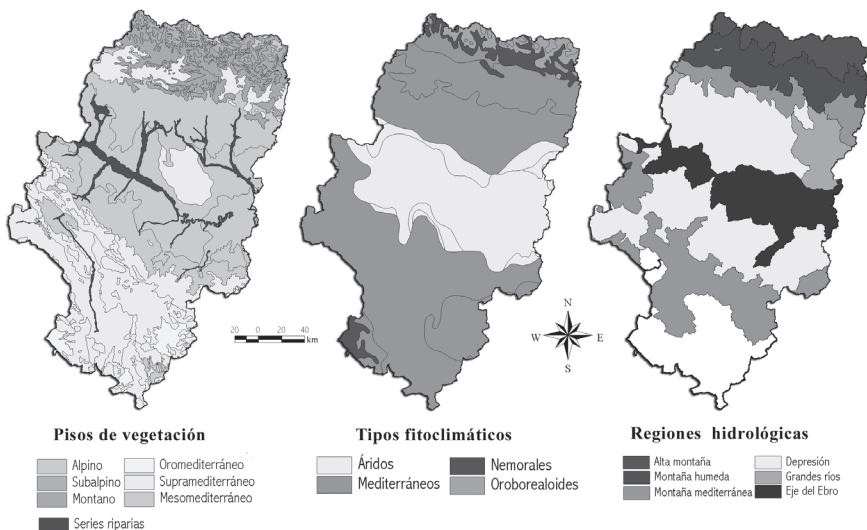
Las distintas categorías de estado ecológico de las aguas, entendidas según el Anexo V de la Directiva 2000/60/CE, se basan en las diferencias que hay entre las comunidades encontradas en un determinado tramo y las que se esperaría encontrar en ese mismo tramo de no existir ninguna perturbación de origen humano. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos que aparecen en ausencia de toda intervención humana se diferenciarán entre sí dependiendo de la región geográfica y del tipo de río en el que viven.

Se han realizado diversas regionalizaciones biológicas de Aragón. Así, Rivas Martínez (1987), utilizando las series de vegetación, reparte el territorio aragonés entre las provincias Pirenaica (sector Pirineo Central), Aragonesa (sectores Somontano Aragonés y Bardenas-Monegros), Castellano Maestrazgo Manchega (sectores Celtibérico Alcarreño y Maestracense) y Carpetano Ibérico Leonesa (sector Ibérico-Soriano). También clasifica el territorio según los pisos de vegetación: alpino, subalpino, montano, oromediterráneo, supramediterráneo y mesomediterráneo, además de las series riparias. Allué Andrade (1990), por su parte, reconoce en Aragón cuatro tipos fitoclimáticos: oroborealoides, nemorales, mediterráneos y áridos (figura 5-1).

Sin embargo, las regionalizaciones basadas en estos criterios climáticos y de vegetación pueden no corresponderse con los distintos tipos de comunidades acuáticas, ya que en la distribución de estos organismos intervienen además otros factores. La Directiva citada indica cómo deben caracterizarse los tipos de masas de agua superficial. En su Anexo XI, muestra las regiones ecológicas de los ríos y lagos de los países de la Unión Europea. En el caso de Aragón tenemos ríos pertenecientes a dos regiones: la Región ibero-macaronésica (Región 1), y los Pirineos (Región 2). Dentro de cada región, se puede analizar cada masa de agua concreta según un procedimiento más o menos tipificado.

FIGURA 5-1

Regionalizaciones biológicas de Aragón: pisos de vegetación (Rivas-Martínez, 1987), tipos fitoclimáticos (Allué Andrade, 1990) y regiones hidrológicas (Prat & Munné, 1998)



Prat & Munné (1998) regionalizaron la cuenca del Ebro a partir de variables fisiográficas y biológicas (comunidades de macroinvertebrados bentónicos) provenientes de la Confederación Hidrográfica del Ebro. En dicho trabajo, reconocen seis regiones: alta montaña, montaña húmeda, montaña mediterránea, depresión, grandes ríos y eje del Ebro (figura 5-1). Sin embargo, ya indican que las diferencias entre las dos últimas se debían a una mayor presión humana sobre el eje del Ebro, y que las comunidades de macroinvertebrados bentónicos deberían ser muy similares en ambas en ausencia de influencia humana.

Aquí hemos establecido una regionalización de los ríos de Aragón basada en nuestros propios datos sobre sus comunidades de macroinvertebrados fluviales, así como en las indicaciones de la Directiva Marco del Agua y las características físicas del territorio aragonés.

5.1.1. OBJETIVOS

1. Analizar si existen distintos tipos de comunidades de macroinvertebrados acuáticos en los ríos aragoneses.
2. Caracterizar dichas comunidades a partir de su composición y abundancia.
3. Comprobar si se produce una homogeneización de las distintas comunidades cuando empeora el estado ecológico de los ríos.

5.2. Material y métodos

Se tomaron muestras en 140 tramos de aguas corrientes repartidos por toda la red fluvial aragonesa durante los años 2001 y 2002. La localización de las estaciones puede consultarse en la tabla 4-2. Los muestreos se hicieron siguiendo la metodología expuesta en el capítulo 4, tomando dos muestras por campaña (en distintos regímenes de flujo cuando fue posible) con un muestreador Surber. Los invertebrados capturados fueron identificados (hasta nivel de familia en la mayoría de los casos) y contados en el laboratorio, con ayuda de un microscopio estereoscópico. Taxones de niveles supraespecíficos pueden ayudarnos a definir los tipos de ríos (Prat & Munné, 1998; Lorenz *et al.*, 2004), mientras que los taxones específicos permitirían realizar una separación más fina dentro de esos tipos (por diferencias menores en tamaño del cauce, sustrato...) (Lorenz *et al.*, 2004).

Para el estudio de las comunidades se ha considerado la taxocenosis total encontrada en cada estación, esto es, los taxones encontrados en ambas campañas. Esta taxocenosis total fue empleada también por Prat & Munné (1998) en su regionalización de la cuenca del Ebro. Con los datos así obtenidos se realizaron semimatrices de similitud entre estaciones con el coeficiente de Bray-Curtis, que fueron analizadas mediante análisis de agrupamiento jerárquico (tipo *cluster*) y de escalamiento multidimensional no métrico (MDS) con el programa PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research).

En una primera fase sólo se analizaron las comunidades de aquellas estaciones que presentaban una menor perturbación debida a la actividad humana, es decir, las estaciones que obtenían un estado ecológico de clase I mediante la aplicación de la valoración del IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) a nuestros datos (capítulo 4). Entendemos que para establecer la regionalización natural de las comunidades de macroinvertebrados, y por tanto para definir sus comunidades características, debemos basarnos en estas comunidades menos alteradas. Si bien en zonas de montaña es posible encontrar estos tramos fluviales no alterados de forma significativa por la acción humana (por lo menos en lo referente a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos), conforme vamos desplazándonos hacia la depresión

del Ebro (centro de Aragón), resulta más difícil encontrar localidades inalteradas, ya que se incrementan notablemente las presiones humanas de todo tipo (ver capítulo 4). En estos últimos casos, se ha realizado una extrapolación de las comunidades originales de macroinvertebrados bentónicos que habitarían en esas zonas, a partir de los datos obtenidos en las estaciones menos afectadas y la bibliografía existente.

Con el fin de valorar los efectos que tendría dar la misma importancia a todos los taxones presentes en las comunidades, o dársele mayor a los más abundantes, se han realizado los análisis tanto con datos de presencia/ausencia de taxones como con sus densidades (con diversas transformaciones). En efecto, las transformaciones de la densidad (sin transformar, raíz cuadrada, raíz cuarta, logaritmos) permiten sopesar la contribución de las especies más comunes o más raras de cada comunidad en los análisis multivariantes (no-paramétricos), como es nuestro caso (Clarke & Warwick, 1994).

Se han analizado los porcentajes de similitud media y las diferencias entre estos grupos de estaciones (análisis SIMPER), destacando los taxones que más influyen en la similitudes intra-grupales y las diferencias intergrupales, también con el programa PRIMER. Para encontrar los taxones indicadores de cada grupo de ríos se ha analizado el valor indicador de cada taxón, mediante el programa IndVal 2.0 (Dufrene & Legendre, 1997). Además se ha comprobado si las diferencias entre los distintos grupos descritos son estadísticamente significativas mediante un análisis de similitudes (ANOSIM).

En una segunda fase se han realizado los mismos análisis con todas las estaciones muestreadas, cualquiera que fuera su estado ecológico. Se ha querido comprobar si se mantienen los mismos grupos que al utilizar sólo las estaciones con perturbaciones humanas pequeñas o si las perturbaciones mayores afectan incluso a las diferencias entre grupos. Además, se ha confeccionado un sistema de información geográfica (SIG) para analizar la distribución espacial de las densidades a las que se han encontrados los distintos taxones de macroinvertebrados bentónicos, mediante el programa ArcView 3.1.

5.3. Consideraciones generales

En el total de la red fluvial aragonesa hemos encontrado 106 taxones (principalmente identificados a nivel de familia, excepto nematodos, oligoquetos, ácaros acuáticos, copépodos y cladóceros). El número de taxones encontrados en cada estación es variable. En el 75% de las estaciones encontramos entre 16 y 35 taxones, aproximándose la media a 27 (figura 5-2).

El hecho de que este número medio de taxones por estación sea relativamente elevado en relación al número total de taxones encontrados ($\approx 25\%$), así como el hecho de que bastantes taxones sean comunes a la mayoría de las estaciones, resulta esperable si tenemos en cuenta el nivel taxonómico empleado. Mediante una curva de acumulación de taxones comprobamos que con sólo 13 estaciones tenemos ya el 75% de las familias encontradas en la red fluvial aragonesa (figura 5-3).

Si para valorar la semejanza entre las comunidades consideramos sólo la presencia de los taxones, encontramos que éstas se parecen en un 52%. Treinta y tres taxones son responsables de más del 90% de esta similitud, produciendo nueve de ellos más de la mitad. Conforme incrementamos el peso que damos a los taxones más abundantes en cada comunidad en las comparaciones (densidades transformadas), disminuye la similitud entre comunidades, así como el número de taxones responsables de esta similitud. En el extremo, al considerar la densidad sin ninguna transformación, esta semejanza se reduce al 28%. En este caso, el 90% de

FIGURA 5-2

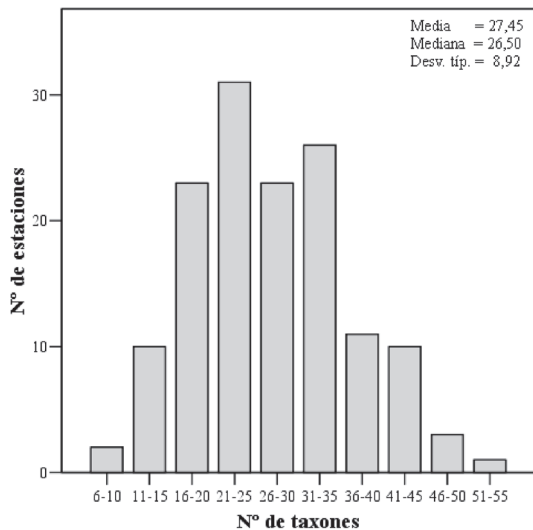
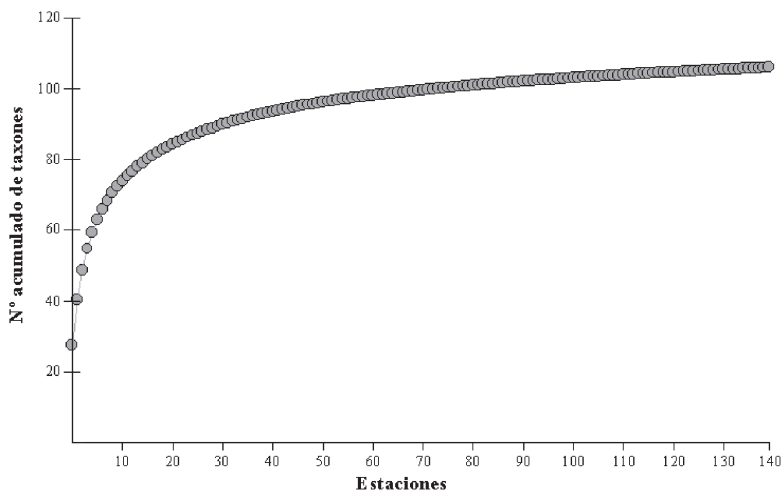
Distribución del número de taxones por estación en la red fluvial aragonesa

FIGURA 5-3

Número acumulado de taxones frente al nº de estaciones muestreadas (con 1000 permutaciones)

■ TABLA 5-1

Taxones responsables del 90% de la similitud entre todas las comunidades de macroinvertebrados dándoles la misma importancia a cada taxón (presencia) o ponderando también la densidad (D) a la que se encuentran. En azul los taxones a los que se debe el 50% de esa similitud

Taxones	Presencia	D ⁴ estand.	D ⁴	D estand.	D
Chironomidae	7,38	14,53	14,32	37,82	37,23
Oligochaeta	7,14	7,66	7,69	4,55	4,99
Baetidae	6,87	11,63	11,25	23,18	21,85
Hidracarina	5,91	6,12	6,19	3,36	3,55
Elmidae	5,68	5,93	5,82	4,71	4,51
Caenidae	5,38	5,65	5,81	5,00	5,58
Simuliidae	5,34	5,96	5,81	4,88	4,76
Hydropsychidae	5,31	6,31	6,23	5,48	5,77
Hydroptilidae	4,06	3,71	3,69		
Ceratopogonidae	3,89	2,36	2,40		
Empididae	3,69	2,34	2,37		
Heptageniidae	3,53	3,52	3,63	2,45	2,72
Leuctridae	2,66	2,61	2,64		
Copepoda	2,01	1,41	1,46		
Ostracoda	1,98	1,58	1,62		
Limoniidae	1,90	1,12	1,16		
Leptophlebiidae	1,83	1,46	1,53		
Ephemerellidae	1,47	1,10	1,08		
Polycentropodidae	1,22	0,83	0,87		
Hydrobiidae	1,14	0,98	0,95		
Rhyacophilidae	1,14	0,70	0,70		
Dytiscidae	1,13		0,66		
Planariidae	1,10	0,71	0,70		
Hydraenidae	1,09	0,65			
Gomphidae	1,00	0,64	0,66		
Psychodidae	0,97				
Gammaridae	0,95	0,98	0,96		
Philopotamidae	0,79				
Nematoda	0,75				
Corixidae	0,71				
Athericidae	0,68				
Erpobdellidae	0,66				
Lymnaeidae	0,64				
Similitud	52,23	49,62	47,99	35,82	28,05

esta similitud se debe a tan sólo nueve taxones, siendo responsables entre quironómidos y béticos de casi el 60% de ella (tabla 5-1).

Podemos observar que los taxones a los que se debe en mayor medida la similitud al considerar sólo la presencia (aquellos situados en la parte superior de la tabla) son también responsables de la mayoría de la similitud al valorar la densidad, sugiriendo que los taxones más ampliamente distribuidos en Aragón son también los más abundantes localmente. La confrontación del número de estaciones en las que encontramos cada taxón frente a su densidad

media así lo confirma: los taxones de distribución amplia presentan una densidad media más elevada en las comunidades, aunque hay una mayor variabilidad en los taxones de distribución restringida (figura 5-4). Se trataría pues de taxones con un amplio nicho ecológico (Vandermeer, 1972), los cuales conformarían el núcleo de las comunidades.

5.4. Tipificación de las comunidades a partir de las estaciones de clase I

5.4.1. CLASIFICACIÓN DE LAS COMUNIDADES

De las 140 estaciones muestreadas, 72 han obtenido valores del índice IBMWP superiores a 100 (estado ecológico de clase I) en ambas campañas (figura 4-51). Utilizando los datos de presencia de cada taxón en estas 72 estaciones, podemos realizar un análisis de agrupamiento jerárquico (*cluster*) basado en la semimatriz de similitud entre estaciones. En el dendrograma resultante (figura 5-5) podemos observar tres grupos principales de comunidades: primero se separan las estaciones “pirenaicas” de las “mediterráneas”, e inmediatamente después las mediterráneas se dividen a su vez en “prepirenaicas” e “ibéricas”.

En este caso, la separación biológica de las comunidades sigue con claridad un patrón geográfico, separando las tres grandes unidades de relieve de Aragón: Pirineos, Sierras Prepirenaicas y Sistema Ibérico. Las dos únicas estaciones situadas en los grandes ríos y que tienen un estado ecológico muy bueno (clase I) están en el río Cinca, pese a lo cual no se agrupan entre ellas, debido sin duda a sus peculiaridades (comentadas más adelante); de esta forma

■ FIGURA 5-4

Relación entre la amplitud de la distribución regional (número de estaciones en las que hemos encontrado un taxón) y la abundancia local (densidad media a la que hemos encontrado cada taxón en las comunidades donde se encontraba presente)

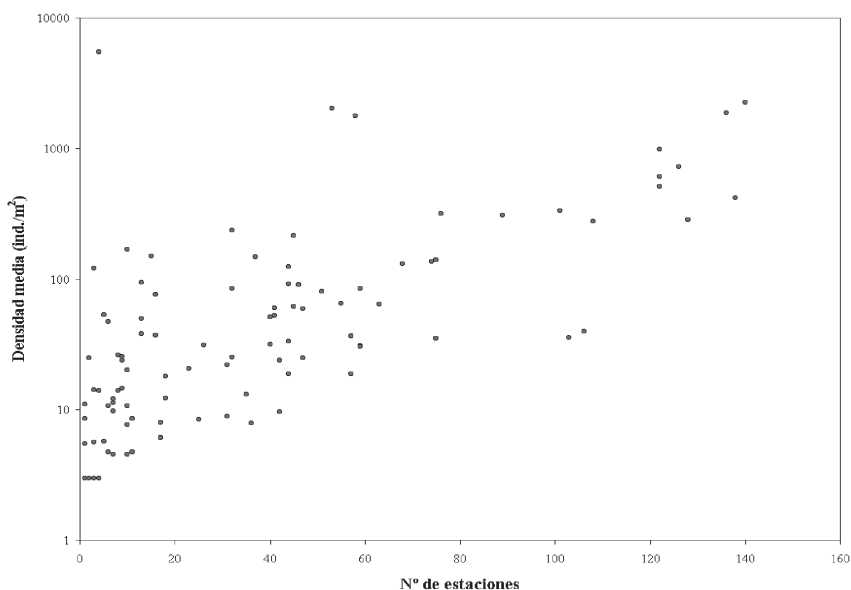
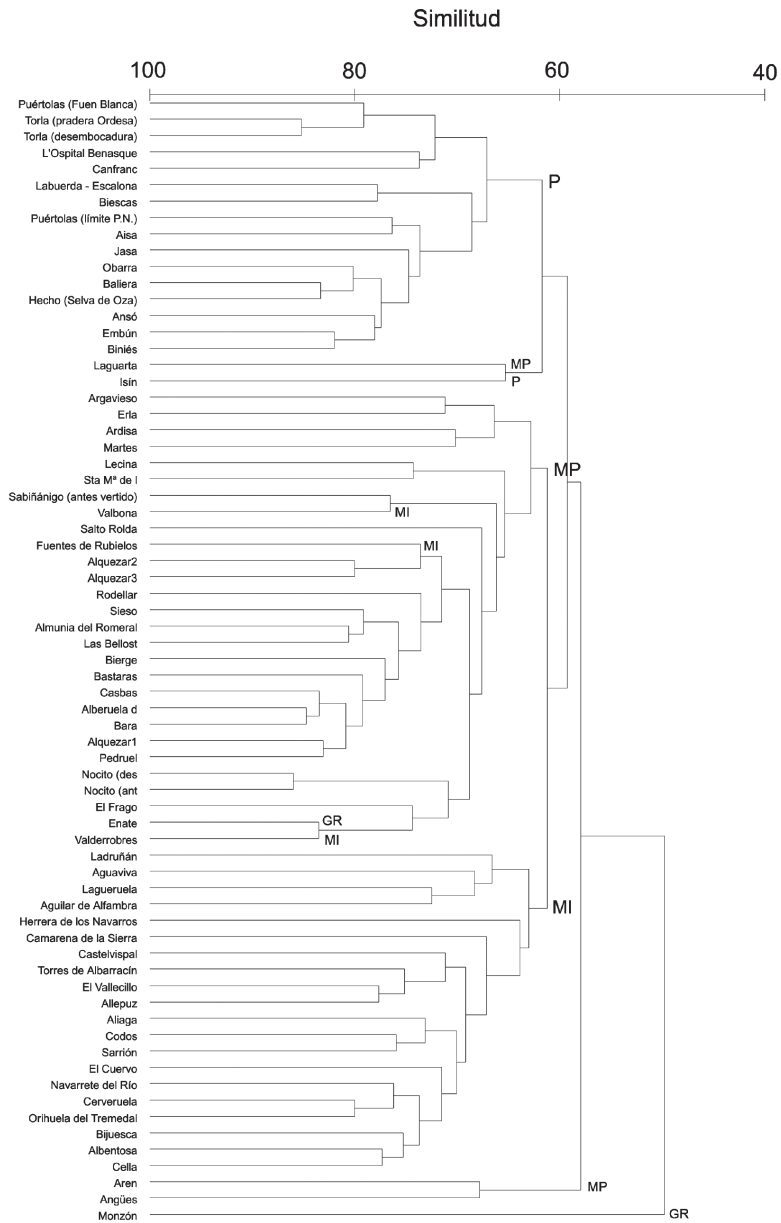


FIGURA 5-5

Dendrograma de similitud entre las estaciones con un estado ecológico muy bueno (clase I). Se ha considerado la presencia de cada taxón



Tipos de ríos: GR = Grandes Ríos; MI = Mediterráneos Ibéricos; MP = Mediterráneos Prepirenaicos; P = Pirenaicos.

Monzón se aleja de todas las demás estaciones, mientras que Enate se encuentra agrupado con los ríos mediterráneos.

En los ríos pirenaicos (P) podemos ver una separación entre los situados a gran altitud y aquellos de una altitud inferior (cuenca del río Aragón). Además, las estaciones de Isín (pirenaica) y Laguarda (mediterránea prepirenaica) se unen entre sí antes que a las restantes pirenaicas. El acusado estiaje de ambas estaciones puede ser el responsable de esta agrupación.

En el caso de los ríos mediterráneos prepirenaicos (MP), observamos que aparecen unidos a ellos tres estaciones mediterráneas ibéricas (Valbona, Fuentes de Rubielos y Valderrobres) y una pirenaica (el río Aragón en Martes, situado en la canal de Berdú, que está a caballo entre las montañas pirenaicas y prepirenaicas), además de la ya nombrada de Enate. Dos estaciones mediterráneas prepirenaicas, Angüés y Arén, con ríos más anchos que el resto, se unen entre sí y luego al resto de ríos.

El grupo de las estaciones mediterráneas ibéricas (MI) no presenta estaciones de otros grupos en su interior, ni tampoco se divide por subcuencas.

Con el fin de reducir el ruido, en algunos estudios se eliminan del análisis los taxones espacialmente raros. Con este objeto, hemos repetido el análisis eliminando los taxones que se encontraban presentes en cinco o menos estaciones, y también eliminando aquellos que representaban menos del 1% de los ejemplares presentes en cada estación, pero los dendogramas resultantes han sido muy similares.

Para dar una mayor importancia a las especies más abundantes en cada estación, recalculamos la semimatriz de similitud realizando diversas transformaciones de la densidad a la que se encuentra cada taxón (Clarke & Warwick, 1994). La aplicación de las distintas transformaciones ocasiona que las semimatrices de similitud sean algo distintas, pero en todo caso siempre se encuentran correlacionadas unas con otras (tabla 5-2).

Como primera transformación, incrementamos ligeramente el peso de los taxones más abundantes en cada comunidad aplicando la raíz cuarta a su densidad. Los dendogramas resultantes resultan muy similares, tanto valorando los porcentajes a los que se encuentran los distintos taxones en cada estación como considerando su densidad absoluta transformada. También se separan del resto (además de Monzón por sus particularidades ya comentadas), las estaciones de Laguarda, Isín y L'Ospital, esta última debido a la gran densidad de simúlidos que presenta.

Si damos todavía una mayor importancia a la densidad, nos encontramos con que un análisis de agrupamiento jerárquico tipo *cluster* no es capaz de separar estos grupos. Ni estan-

■ TABLA 5-2

Coefficientes de correlación (Rho de Spearman) entre las semimatrices de similitud de las estaciones, utilizando diversas transformaciones de la densidad (D) de los distintos taxones de macroinvertebrados presentes

	Presencia	D ⁻⁴ estand.	D ⁻⁴	D estand.	D
Presencia		**	**	**	**
Densidad ⁻⁴ estandarizada	0,806		**	**	**
Densidad ⁻⁴	0,826	0,924		**	**
Densidad estandarizada	0,301	0,690	0,560		**
Densidad	0,324	0,616	0,696	0,704	

** = p<0,01

darizando sus densidades ni considerándolas como valores absolutos observamos ningún patrón claro en los dendogramas obtenidos.

Un tipo de análisis complementario al anterior es el escalamiento multidimensional no métrico (MDS). Este análisis es mucho más flexible y ordena las estaciones en un gráfico, en un número especificado de dimensiones (dos en nuestro caso), satisfaciendo en gran medida las condiciones impuestas por la semimatriz de similitud (Clarke & Warwick, 1994). Al igual que en el caso anterior, lo hemos realizado considerando en primer lugar todos los taxones por igual, y a continuación hemos ponderado con un mayor peso aquellos taxones presentes en mayor número en cada estación. Así, hemos realizado el ordenamiento de las estaciones empleando la presencia (figura 5-6), las densidades transformadas con la raíz cuarta y las densidades en valor absoluto de los distintos taxones en cada estación. En los tres casos se han empleado como factores la división en grupos seguida en este trabajo (pirenaicos, mediterráneos prepirenaicos, mediterráneos ibéricos, grandes ríos) y la realizada por Prat & Munné (1998), única disponible para los macroinvertebrados bentónicos en la zona de estudio. La inclusión de los grandes ríos se realiza con las salvedades anteriormente expuestas.

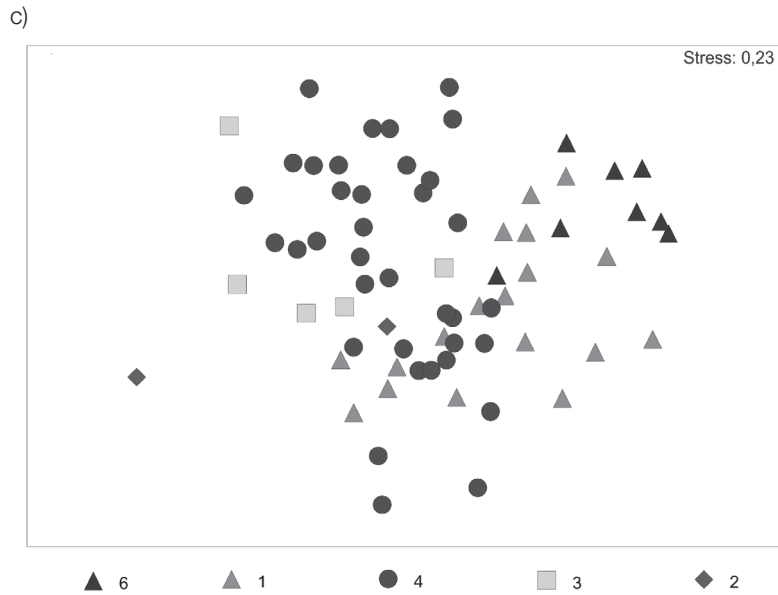
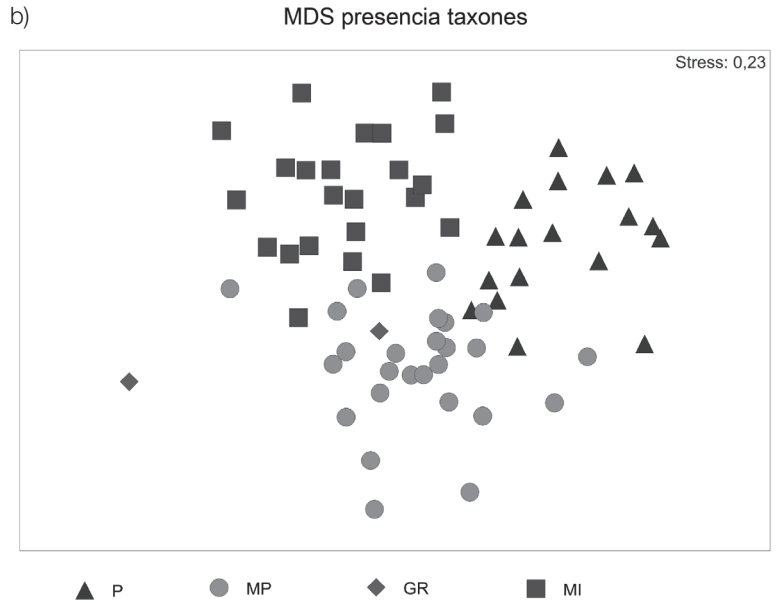
Teniendo en cuenta el elevado número de estaciones y taxones empleado, todos los gráficos presentan un estrés (diferencia entre las condiciones de la semimatriz de similitud y la ordenación que verdaderamente se puede plasmar sobre dos dimensiones) moderado (0,23-0,17), ya que son esas dos variables las que más influyen (junto con el número de dimensiones) en el estrés. Con estos valores de estrés, la combinación del MDS con el análisis de agrupamiento

FIGURA 5-6

Ordenación del MDS de las estaciones de la red fluvial aragonesa con un estado ecológico muy bueno (clase I) empleando sólo la presencia de cada taxón. a) Denominación estaciones. b) Utilizando como factor la tipificación de este trabajo. Tipos de ríos: P = Pirenaicos; MP = Mediterráneos Prepirenaicos; MI = Mediterráneos Ibéricos; GR = Grandes Ríos. c) Utilizando como factor la regionalización de Prat y Munné (1998) para la cuenca del Ebro. Tipos de ríos: 1 = Montaña húmeda; 2 = Grandes ríos; 3 = Depresión; 4 = Montaña mediterránea; 6 = Alta montaña. Los ríos turolesns de montaña se han incluido en la montaña mediterránea, aunque pertenezcan a la cuenca del Ebro, por lo que no fueron estudiados por estos autores



FIGURA 5-6 (cont.)



jerárquico puede ser una manera muy efectiva de comprobar la adecuación y mutua consistencia de ambas representaciones (Clarke & Warwick, 1994).

Al realizar la ordenación valorando todos los taxones por igual, observamos que el MDS agrupa las estaciones de cada tipo aquí definido (pirenaicas, mediterráneas prepirenaicas e ibéricas) con gran precisión. La estación de Enate, gran río con numerosos brazos anastomosados, es colocada entre los ríos prepirenaicos, al igual que ocurría en el dendrograma. La estación de Monzón, por su parte, se aleja del resto de estaciones, posiblemente por los problemas asociados que presenta.

Si utilizamos la regionalización de Prat & Munné (1998) encontramos que las estaciones situadas en su región “depresión” se integran con las estaciones de la montaña mediterránea, y que hay una gran zona de solapamiento entre las estaciones de la “montaña húmeda” y la “montaña mediterránea”; también existe un solapamiento entre la “alta montaña” y la “montaña húmeda”, aunque menor que el anterior.

Al incrementar el peso de los taxones más abundantes en cada estación, transformando la densidad mediante su raíz cuarta, observamos que se siguen agrupando juntas las estaciones de cada tipo aquí definido, aunque aumenta el número de estaciones colocadas fuera de su grupo. Así, entre las prepirenaicas, la estación de Laguarda se coloca entre las pirenaicas, se alejan Lecina y Santa María de la Nuez, y las situadas aguas abajo de Nocito y en el Salto de Rol-dán se ponen en la parte exterior de las ibéricas. Entre las ibéricas, el río Bergantes en Aguaviva se coloca en el borde de las prepirenaicas.

Si consideramos la regionalización de Prat & Munné (1998), el solapamiento entre los distintos tipos de ríos es mucho mayor, especialmente entre la “montaña húmeda” y la “mediterránea”, entre la “depresión” y la “montaña mediterránea” y entre la “alta montaña” y la “montaña húmeda”.

Por último, y para dar el mayor protagonismo posible a los taxones más abundantes en cada estación, consideramos la densidad en valores absolutos. Así, los grupos dejan de estar tan claros. Es debido fundamentalmente al solapamiento de casi todos los ríos pirenaicos con parte de los prepirenaicos, y a que algunas estaciones se separan de su grupo y/o del resto de estaciones.

Al aplicar la regionalización de Prat & Munné (1998) encontramos que no aparecen diferencias entre las estaciones achacables a la región en que se encuentran, ya que el solapamiento es total.

Vemos pues que, utilizando nuestros datos, con los tres tipos de transformaciones de la densidad (presencia, raíz cuarta y sin transformar), las ordenaciones de estaciones mediante el MDS separan mucho mejor los grupos empleando como factor nuestra regionalización que si empleamos la realizada por Prat & Munné (1998) con los datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro.

El análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) corrobora los resultados obtenidos mediante el análisis jerárquico y el multidimensional (tabla 5-3). Las diferencias entre utilizar todos los taxones, o eliminar los más raros (aquellos presentes en cinco o menos estaciones), son mínimas, por lo que parece más conveniente utilizar la comunidad al completo. La semejanza media entre las estaciones de cada grupo disminuye conforme más importancia damos a las especies más abundantes, al tiempo que se incrementan las diferencias medias entre estaciones de grupos distintos. Esto es lógico, teniendo en cuenta que incrementamos el rango de las variables que sirven de base para la comparación: mientras que al emplear simplemente la presencia

cada variable/taxón solo puede valer 0 ó 1, al utilizar otras transformaciones de la densidad obtenemos valores distintos en cada estación. En todo caso, los tres grupos considerados muestran coherencia con todas las transformaciones, presentando una mayor similitud media entre las estaciones de cada grupo que la similitud media global (no se han considerado los grandes ríos por ser sólo dos tramos, con sus peculiaridades).

La única excepción a lo dicho en el párrafo anterior es el grupo de ríos mediterráneos ibéricos, en los que al emplear las densidades sin realizar ninguna transformación presentan una similitud equivalente a la del conjunto de estaciones, aunque las diferencias medias con las estaciones de los otros dos grupos son las más elevadas encontradas. En el MDS (figura 5-10.c) esto se corresponde con la mayor dispersión que presenta este grupo, pese a ser el que menos se mezcla con los otros dos.

Con el fin de comprobar si las diferencias encontradas entre los grupos son estadísticamente significativas, realizamos un análisis de similitudes ANOSIM sobre las distintas semimatrices de similitud, lo que a su vez nos permitirá comparar diversos factores.

Al considerar sólo la presencia de taxones en las comunidades, las regiones hidrológicas propuestas por Prat & Munné (1998) para la cuenca del Ebro (y ampliadas aquí con la inclusión de las otras cuencas aragonesas) muestran diferencias significativas entre ellas (tabla 5-4). La excepción son las comparaciones que implican a la región de los grandes ríos, lo cual puede ser debido a las pocas estaciones de clase I que encontramos en esa región. Sin embargo, al incluir la densidad a la que se encuentra cada taxón en cada estación, estas diferencias se van diluyendo hasta desaparecer por completo al utilizar las densidades sin transformar.

Al analizar nuestra regionalización (tabla 5-5), las únicas comparaciones que no permiten distinguir entre tipos de ríos son las que implican a los grandes ríos con los ríos mediterráneos prepirenaicos e ibéricos (en este último caso sólo al considerar la densidad sin transformar o estandarizada). Sin embargo, consideramos que se trata de un problema de falta de resolución debido a las condiciones de los datos, y no a que verdaderamente no existan diferencias entre esos tipos de ríos. En efecto, sólo dos tramos considerados como grandes ríos han sido incluidos en los análisis: Enate y Monzón, ambos en el río Cinca, ya que el resto presentaba perturbaciones de origen humano que afectaban a las comunidades existentes. Este número tan

■ TABLA 5-3

Similitudes y diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de las estaciones con un estado ecológico de clase I, valorándolas con distintas transformaciones de la densidad (D) a la que los distintos taxones se encuentran en cada estación

	Similitud								Diferencias							
	Global		P		MI		MP		P - MI		P - MP		MI - MP			
	T	CT	T	CT	T	CT	T	CT	T	CT	T	CT	T	CT		
Presencia	62,2	64,6	67,8	70,5	67,3	69,4	68,3	70,9	42,8	40,7	39,8	37,4	39,1	36,8		
log(D+1)	58,5	59,5	65,2	66,2	62,9	63,8	63,7	64,9	45,5	44,6	42,8	41,8	44,1	43,1		
D ⁻⁴	57,2	58,3	63,9	65,0	61,4	62,3	62,6	63,8	46,7	45,8	43,9	42,8	45,4	44,5		
D ⁻²	49,7	50,1	57,5	57,9	52,4	52,7	54,5	55,1	53,3	53,0	50,3	49,8	54,3	54,0		
Densidad	33,9	33,9	43,3	43,3	33,7	33,7	38,5	38,6	68,2	68,2	64,3	64,2	71,4	71,4		

P = Pirenaicos; MP = Mediterráneos Prepirenaicos; MI = Mediterráneos Ibéricos. T = todos los taxones; CT = todos los taxones menos aquellos que están en cinco o menos estaciones. Datos expresados en porcentajes, según el análisis de porcentajes de similitud (SIMPER).

■ TABLA 5-4

Comprobación de las diferencias entre las regiones hidrológicas de Prat & Munné (1998) según nuestros datos de las comunidades de macroinvertebrados, mediante test ANOSIM con las estaciones de estado ecológico muy bueno. Se ha variado la importancia dada a las especies más abundantes en las comunidades mediante diversas transformaciones de la densidad (D): presencia (R global = 0,305; **), raíz cuarta de la densidad estandarizada (R global = 0,195; **), raíz cuarta de la densidad (R global = 0,203; **); densidad estandarizada (R global = 0,188, n.s.) y densidad sin transformar (R global = -0,027; n.s.). Regiones: 1 = montaña húmeda; 2 = grandes ríos; 3 = depresión; 4 = montaña mediterránea; 6 = alta montaña

		Grupos									
		6,1	6,4	6,3	6,2	1,4	1,3	1,2	4,3	4,2	3,2
Permutaciones posibles		>10 ⁷	>10 ⁹	1287	45	>10 ¹⁰	>10 ⁵	190	>10 ⁶	703	21
	R	,194	,556	,782	,922	,197	,423	,335	,193	,275	,000
Presencia	Significación	*	**	**	*	**	**	n.s.	*	n.s.	n.s.
	N°≥observado	27	0	0	1	1	3	18	48	63	11
	R	,217	,377	,729	,918	,084	,441	,460	,098	,265	-,127
D ⁴ estan.	Significación	*	**	**	*	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N°≥observado	33	0	0	1	81	3	13	186	86	15
	R	,180	,392	,757	,918	,106	,348	,386	,113	,265	-,073
D ⁴	Significación	*	**	**	*	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N°≥observado	41	0	1	1	41	19	16	168	77	10
	R	,055	-,048	,411	,612	-,073	,381	,452	,079	,071	-,364
D estan.	Significación	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N°≥observado	274	616	4	3	907	19	10	292	233	20
	R	,017	-,030	,179	,362	-,054	,155	,334	-,012	,090	-,036
D	Significación	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	N°≥observado	378	573	93	4	809	156	17	512	225	10

Significación: **= $p < 0,01$; *= $p < 0,05$; n.s.=no significativo

pequeño de estaciones puede ser responsable de que no se encontraran diferencias significativas al compararlos con los ríos mediterráneos prepirenaicos. Además, aunque se trata de las estaciones con mejor puntuación dentro de los grandes ríos, las dos presentan algún tipo de perturbación: en Enate se encuentra en gran número el cangrejo introducido *Procambarus clarkii* (pese a lo cual el valor del IBMWP es elevado: 181-170) mientras que el estado ecológico de Monzón fue valorado por sus macroinvertebrados justo entre el límite superior de la clase II (IBMWP julio 2001 = 97) y el inferior de la clase I (IBMWP septiembre 2001 = 105), y además se trata de un tramo contaminado por sustancias bioacumulables (derivados del DDT, mercurio...).

En el resto de tipos definidos existen diferencias significativas entre ellos al considerar por igual a todos los taxones presentes en sus comunidades, y esas diferencias siguen manteniendo su significación al tener en cuenta la densidad local de cada taxón. Eso nos indica que las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se encuentran influenciadas por su localización geográfica, existiendo diferencias significativas (incluso a nivel de familias) entre las comunidades de los tramos menos perturbados de los ríos pirenaicos (situados en las montañas de los Pirineos), mediterráneos prepirenaicos (situados en las sierras exteriores prepirenaicas) y mediterráneos ibéricos (situado en el Sistema Ibérico).

■ TABLA 5-5

Comprobación de las diferencias entre los ríos Pirenaicos (P), Mediterráneos prepirenaicos (MP), Mediterráneos ibéricos (MI) y Grandes ríos (GR) según sus comunidades de macroinvertebrados. Se ha realizado un ANOSIM de un factor (999 permutaciones) con las estaciones de estado ecológico muy bueno. Se ha variado la importancia dada a las especies más abundantes en las comunidades mediante diversas transformaciones de la densidad (D): presencia, raíz cuarta de la densidad estandarizada, raíz cuarta de la densidad, densidad estandarizada y densidad sin transformar

		Grupos						
		P,MP	P,GR	P,MI	MP,GR	MP,MI	GR,MI	Global
Permutaciones posibles		>10 ¹⁰	190	>10 ¹⁰	378	>10 ¹⁰	300	>10 ¹⁰
	R	,469	,757	,718	,307	,516	,518	,551
Presencia	Significación	**	*	**	n.s.	**	*	**
	Nº≥observado	0	2	0	49	0	9	0
	R	,390	,799	,616	,298	,527	,595	,502
D ⁻⁴ estan.	Significación	**	*	**	n.s.	**	*	**
	Nº≥observado	0	2	0	55	0	5	0
	R	,370	,742	,628	,291	,522	,580	,449
D ⁻⁴	Significación	**	*	**	n.s.	**	*	**
	Nº≥observado	0	3	0	52	0	6	0
	R	,168	,655	,171	,067	,258	,338	,205
D estan.	Significación	**	*	**	n.s.	**	n.s.	**
	Nº≥observado	2	4	3	130	0	26	0
	R	,088	,467	,169	,158	,273	,305	,187
D	Significación	*	*	**	n.s.	**	n.s.	**
	Nº≥observado	41	8	2	93	0	30	0

Significación: **=p<0,01; *=p<0,05; n.s.=no significativo

La inclusión de un punto de corte en los 800 m s.n.m., como indica la Directiva, no se encuentra respaldada por nuestros datos. Así, basándonos únicamente en la presencia de los distintos taxones en las comunidades, no encontramos diferencias significativas entre los tramos situados por encima y por debajo de esa cota en los ríos pirenaicos, mediterráneos ibéricos o mediterráneos prepirenaicos. Sin embargo, al ponderar con un mayor peso a las especies más abundantes de cada comunidad, sí que encontramos diferencias significativas en el caso de los ríos mediterráneos prepirenaicos, pero no en los demás tipos (tabla 5-6). No obstante, hay que tener en cuenta que sólo disponemos de cinco estaciones situadas por encima de los 800 m entre los ríos mediterráneos prepirenaicos, presentando una de ellas (situada aguas abajo de Nocito, en el río Guatzalema), unas densidades globales sumamente elevadas (48 507 y 29 748 ind./m²), lo que podría sobrevalorar las diferencias de este subgrupo con el resto de tramos mediterráneos prepirenaicos.

También hemos valorado la propuesta de una nueva clase de altitud para los tramos situados por encima de los 1200 m s.n.m., realizada por Ollero Ojeda *et al.* (2003) al tipificar hidromorfológicamente los ríos aragoneses. En nuestro caso tan solo cuatro estaciones con un estado ecológico de clase I entrarían dentro de esta nueva clase de altitud, todas en la región pirenaica. Observamos que estas estaciones situadas a mayor altitud se separan de las estaciones pirenaicas situadas en los otros dos grupos de altitud (1200-800 m y < 800 m) tanto valo-

■ TABLA 5-6

Comprobación de las diferencias entre los tramos situados a distinta altitud dentro del mismo tipo de río según sus comunidades de macroinvertebrados. La Directiva Marco del Agua (DMA) define la cota de 800 m s. n. m. afectando a los ríos pirenaicos (P), mediterráneos prepirenaicos (MP) y mediterráneos ibéricos (MI). Ollero Ojeda *et al.* (2003) separan además los cauces situados sobre 1200 m (P0) del resto (1200 > P1 > 800; P2 < 800 m s.n.m) afectando en nuestro caso sólo a los ríos pirenaicos. ANOSIM de un factor (999 permutaciones) realizado con las estaciones de estado ecológico muy bueno

		Grupos					
		DMA			Ollero Ojeda <i>et al.</i>		
		P	MP	MI	P ₀ -P ₁	P ₀ -P ₂	P ₁ -P ₂
Permutaciones posibles		8569	65780	490314	715	126	2002
Presencia	R	,118	,241	,093	,299	,791	-,012
	Significación	n.s.	n.s.	n.s.	*	**	n.s.
	Nº≥observado	213	76	140	35	1	495
D ⁴ estan.	R	,011	,385	,017	,579	,688	,043
	Significación	n.s.	*	n.s.	**	**	n.s.
	Nº≥observado	455	20	412	2	1	332
D ⁴	R	,046	,416	,110	,556	,556	,118
	Significación	n.s.	**	n.s.	**	*	n.s.
	Nº≥observado	339	7	109	3	4	165
D estan.	R	-,180	,255	-,021	,299	,791	-,012
	Significación	n.s.	n.s.	n.s.	*	**	n.s.
	Nº≥observado	927	59	549	35	1	490
D	R	-,112	,341	,066	,402	,113	-,043
	Significación	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.
	Nº≥observado	781	29	252	9	30	583

D= Densidad. **=p<0,01; *=p<0,05; n.s.=no significativo

rando todos los taxones por igual como teniendo en cuenta las densidades a las que los hemos encontrado. Únicamente al utilizar las densidades sin transformar dejan de ser significativas las diferencias con las estaciones pirenaicas situadas a menor altitud (< 800 m) (tabla 5-6). De todas formas, hay que tener en cuenta el bajo número (4) de estaciones muestreadas por encima de los 1200 m, por lo que resulta necesaria la realización de nuevos muestreos a tan elevada altitud para confirmar esta esperable separación entre comunidades. Precisamente por el escaso número de estaciones disponibles no las separaremos al analizar las comunidades de los distintos tipos de ríos.

5.4.2. DESCRIPCIÓN DE LAS COMUNIDADES

Al comparar los taxones que componen las comunidades de las estaciones con estado ecológico de clase I en los distintos tipos de ríos, hemos incluido también a los grandes ríos, pese a sus dos únicas estaciones, pero sólo nos referiremos a ellos en casos muy concretos.

Existen algunos taxones ampliamente distribuidos, presentes en todas (o casi todas) las estaciones, con independencia del tipo de río del que se trate. Así, quironómidos, oligoquetos, ácaros, bétidos, élmidos, simúlidos, heptagénidos, hidropsíquidos y leúctridos representan en su conjunto un porcentaje alto de la similitud entre las estaciones de cada grupo (45% en pire-

naicos, 39% en mediterráneos prepirenaicos, 33% en mediterráneos ibéricos), pero su ubicuidad les resta importancia a la hora de diferenciar estas comunidades entre sí.

Los taxones muy raros, localizados en menos del 5% de las estaciones con estado ecológico muy bueno, tampoco nos sirven para definir semejanzas ni diferencias entre grupos de estaciones, debido precisamente a su rareza.

Los taxones poco frecuentes, que aparecen entre el 6 y el 25% de las estaciones de clase I, suelen ser responsables individualmente de porcentajes bajos de las diferencias entre los grupos principales de estaciones. Sin embargo, considerados en su conjunto pueden dar cuenta de porcentajes no despreciables. En el caso de que estos taxones, poco frecuentes en el total de estaciones de clase I, se encuentren con mayor frecuencia en algún tipo concreto de río se incrementa su valor discriminatorio. Esto ocurre con los perlódidos, que se dan en el 44% de las estaciones de clase I pirenaicas y en el 22% de las mediterráneas ibéricas, mientras que sólo se hallan en el 8% de las mediterráneas prepirenaicas.

En los taxones con una presencia intermedia del total de estaciones (26-74%) encontramos el resto de similitudes dentro de las estaciones del mismo grupo y, especialmente, las diferencias con las estaciones de clase I del resto de grupos. Nuevamente, esto resulta mucho más llamativo al encontrar taxones con una alta prevalencia entre las estaciones de un grupo y baja en el resto. Por ejemplo, éste es el caso de los pérlicos, presentes en el 94% de las estaciones de clase I de los ríos pirenaicos pero en sólo un tercio de las mediterráneas ibéricas y menos del 10% de las mediterráneas prepirenaicas.

A continuación describiremos brevemente las comunidades de cada tipo de río.

5.4.2.1. Ríos pirenaicos

Además de los taxones anteriormente citados, comunes a prácticamente todas las estaciones de la red fluvial aragonesa, encontramos otros que, en la zona de estudio, se dan de forma exclusiva o preferente en estos ríos pirenaicos. Estos taxones pueden darse en gran parte de las estaciones de este tipo o sólo en algunas concretas. Mediante el análisis IndVal podemos evaluar la especificidad y fidelidad de estos taxones, y encontrar aquéllos que resultan indicadores de un determinado grupo (Dufrière & Legendre, 1997).

Como era de esperar, la mayoría de los taxones indicadores de los ríos pirenaicos (tabla 5-8) son organismos característicos de aguas frías y lólicas, con una mayor corriente, abundando entre ellos las familias EPT. En su mayor parte son los habitantes típicos del rhithron según lo definen Illies & Botosaneanu (1963).

Así, el taxón con un mayor valor indicador es la familia de los pérlicos, que aunque se puede encontrar también en zonas montañosas mediterráneas (tanto prepirenaicas como ibéricas) lo hace en esta región pirenaica con una mayor frecuencia. Los mapas de captura para diversas especies de pérlicos en la cuenca del Ebro de Oscoz & Durán (2004) corroboran esta distribución para la familia. Junto a ellos resultan también indicadores otros plecópteros como perlódidos y cloropérlicos, si bien disminuyen sus densidades o prácticamente desaparecen por debajo de los 800 m s.n.m. (excepto el río Bellós en el límite del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido). Los cloropérlicos, junto con los dípteros blefaricéridos y taumaléidos y los tricópteros goéridos, han sido encontrados en la zona de estudio de forma exclusiva (o casi) en estos ríos pirenaicos (aunque en un porcentaje bajo de estaciones: tabla 5-7). Su presencia no resulta extraña, ya que suelen presentar adaptaciones a la vida en aguas rápidas de montaña: la mayoría presentan un cuerpo deprimido dorsoventralmente, los blefaricéridos además tienen

ventosas ventrales y tanto los huevos como las pupas se adhieren firmemente a la superficie de las rocas, los estuches de los goéridos incluyen piedras de gran tamaño relativo... Todos estos taxones suelen encontrarse en densidades bajas.

Otros tricópteros (riacofilidos, braquicéntricos, limnefilidos) y efemerópteros (heptagénidos, efemerélidos) propios de zonas lóxicas resultan también taxones indicadores de este tipo de ríos, aunque en el caso de las efémeras pueden perder su carácter indicador dependiendo si se toman en cuenta, o no, sus densidades.

Con los dípteros limónidos debemos hacer una precisión. Si bien aparecen en la tabla como taxón indicador, sólo resulta significativo su IndVal en uno de los test al analizar su presencia, no su densidad, y exclusivamente cuando comparamos los ríos pirenaicos con el conjunto de ríos mediterráneos. Al valorar la densidad a la que han sido encontrados en cada estación, el taxón resulta indicador de los ríos mediterráneos prepirenaicos. En realidad, en las estaciones estudiadas con un estado ecológico muy bueno, este taxón se encuentra de forma preferente en los ríos mediterráneos prepirenaicos y en los pirenaicos, marcando en mayor medida diferencias entre estos dos grupos y los mediterráneos ibéricos (tabla 5-7).

Los taxones indicadores encontrados coinciden en buena parte con los obtenidos por Prat & Munné (1998) para sus regiones "alta montaña" y "montaña húmeda". Sin embargo, algunos de los indicadores de estos autores pierden esta condición en nuestro caso. Así ocurre con los élmidos (los encontramos en todas las estaciones de clase I de los tres tipos de ríos), leúctridos (presentes en todas las estaciones pirenaicas y mediterráneas prepirenaicas, y en un 83% de las mediterráneas ibéricas), glossosomátidos (en nuestro caso no los hemos encontrado en los pirenaicos, y sí en un 15 y un 30% de las estaciones mediterráneas prepirenaicas e ibéricas, respectivamente), aterícidos (encontrados en el 67, 65 y 52% de las estaciones pirenaicas, prepirenaicas e ibéricas), leptoflébidos (que aparecen como indicadores de ríos mediterráneos, con 50, 88 y 70% de presencia), simúlidos (presencia 100, 96 y 100%) y berécidos.

El caso de esta última familia merece un comentario individual. En Prat & Munné (1998) aparecen en un 24% de los muestreos de la cuenca, alcanzando un 42,8% en la alta montaña. Sin embargo, nosotros no la hemos localizado en ninguna de nuestras estaciones. Vieira Lanero (2000) indica que las especies presentes en Galicia habitan preferentemente fuentes (pequeñas corrientes en algún caso), y de forma similar Puig (1999) indica para Cataluña que son raros, con una distribución reducida, bajas densidades de población, así como que sólo tiene constancia de la presencia de larvas en surgencias permanentes en el Prepirineo calcáreo. En la base de datos de la Red de Variables Ambientales de la CHE (<http://www.chebro.es>) se observa que la mayoría de estas citas son anteriores al 2001, siendo raros los muestreos posteriores en los que se considera que aparece la familia. Todo ello nos lleva a considerar que ha habido una confusión en la determinación de esta familia por parte de la Confederación en los años previos.

En nuestro caso, aparecen como nuevos taxones indicadores efemerélidos, braquicéntricos, limnefilidos, blefaricécidos y goéridos, los cuales aparecen en las tablas de taxones indicadores de la "alta montaña" en Prat & Munné (1998) con un IndVal no significativo. También incluimos a los taumalécidos como indicadores de esta región, apareciéndonos exclusivamente en un 17% de las estaciones de ríos pirenaicos. Prat & Munné (1998) lo incluyen en la tabla de familias indicadoras de la "depresión", sin valores significativos, estando presente según los datos de la C. H. del Ebro en un 1% de los muestreos de la "montaña mediterránea" y un 1,7% de los de la "depresión". Consultada la base de datos de muestreos de la Red de Variables Ambientales de la CHE, comprobamos que las referencias para estos organismos son anteriores

■ TABLA 5-7

Taxones indicadores y su valor de indicación para los ríos pirenaicos frente a los mediterráneos, según el análisis IndVal

Taxones	Presencia		Densidades		Grupos ríos		
	IndVal	Sig.	IndVal	Sig.	P	MP	MI
Perlidae	76,31	**	79,17	**	1060/17	14/2	543/9
Ryacophilidae	66,22	**	58,94	**	523/18	221/12	771/13
Nemouridae	59,97	**	41,87	n.s.	1331/16	2378/9	1689/12
Heptageniidae	52,13	n.s.	78,01	**	14 545/18	7379/24	3784/21
Ephemereilidae	49,92	??	--	--	1446/16	977/14	6059/20
Limoniidae	49,92	??	39,81	n.s.	512/16	1596/22	122/12
Perlodidae	33,63	**	31,58	**	276/8	42/2	264/5
Brachycentridae	28,16	**	26,76	**	79/6	33/1	20/2
Limnephilidae	25,52	**	22,75	??	418/6	15/3	515/2
Chloroperlidae	22,22	**	22,22	**	23/4	0/0	0/0
Blephariceridae	20,35	**	21,92	**	81/4	3/1	0/0
Thaumaleidae	16,67	**	16,67	**	23/3	0/0	0/0
Goeridae	11,11	??	11,11	??	50/2	0/0	0/0

** = significativo con los dos test utilizados (rangos y t); ?? = significativo en un solo test; n.s. = no significativo; -- = taxón no indicador de ese grupo en este análisis. Grupos ríos: P = pirenaicos (n=18); MP = mediterráneos prepirenaicos (n=26); MI = mediterráneos ibéricos (n=23); los números representan una medida de la abundancia total/estaciones donde se ha encontrado cada taxón

al 2000. Aunque Puig (1999) indica que no existen citas fiables recientes en Cataluña, con posterioridad han sido citadas especies de esta familia en los Pirineos y otras zonas montañosas (recopilación en Wagner & Báez, 2002). La depresión del Ebro no parece pues un hábitat propicio para estos organismos.

Los taxones que separan a los ríos mediterráneos de los de este grupo son los recogidos en las tablas 5-8 y 5-9, además de psicómidos y gérridos, que no dividen a los mediterráneos entre sí pero sí a éstos de los pirenaicos. En el caso de los gérridos, hay que hacer notar que el método de toma de muestras (muestreador Surber) no es el más indicado para los grupos que viven sobre la superficie del agua, por lo que no deberíamos considerarlos como taxón indicador. (No obstante, sería coherente con el resto de taxones indicadores de los ríos mediterráneos, ver más abajo, y en el capítulo 3 no encontramos diferencias entre usar el muestreador Surber y la red manual para la captura de gerromorfos, si bien en un número de estaciones reducido [15]).

Algunos de los taxones que separan a los ríos mediterráneos entre sí presentan un valor indicador más alto en este nivel, separando a los ríos pirenaicos de los mediterráneos (siendo por tanto buenos indicadores del conjunto de ríos mediterráneos). Nos referimos, en orden descendente del IndVal, a los limnéidos, leptoflébidos, cénididos, ésnidos, gónfididos, halíplidos, girínidos, policentropódidos, ceratopogónidos y cladóceros. Todos ellos son típicos de aguas con menor corriente y mayor temperatura que los taxones indicadores de ríos pirenaicos. Los hidropsíquidos también separan según el IndVal a los ríos pirenaicos de los mediterráneos, pero hay que hacer notar que solamente no los hemos encontrado en cinco estaciones pirenaicas situadas a gran altitud en la parte central (el río Cinca en Bielsa, el Bellós en las proximidades de Fuen Blanca, las dos estaciones del río Arazas y el Ara en Bujaruelo), y dejan de ser taxón indicador al valorar sus densidades.

5.4.2.2. Ríos mediterráneos prepirenaicos

Además de los taxones presentes en todas o casi todas las estaciones con un estado ecológico muy bueno (ver tabla 5-7), los ríos mediterráneos prepirenaicos presentan una serie de taxones indicadores, si los comparamos con los ríos pirenaicos y mediterráneos ibéricos (tabla 5-8). En su regionalización de la cuenca del Ebro, Prat & Munné (1998) consideran juntos a los ríos mediterráneos prepirenaicos y a los mediterráneos ibéricos, dentro de su región montaña mediterránea (con algunas diferencias). Al no ser similares las regiones ni aparecerles ningún taxón indicador con un IndVal significativo en esta región no podemos realizar una comparación directa con los resultados de estos autores.

Este tipo de ríos se caracterizan por sus fuertes estiajes, por lo que los organismos que los habitan deben estar adaptados a ellos. Por eso son frecuentes los taxones propios de aguas más lentas, y capaces de soportar una mayor temperatura que los del tipo de río anterior. Aunque las comunidades de macroinvertebrados pueden variar en las distintas estaciones de una misma zona, una información más ajustada de estas comunidades de ríos mediterráneos puede ser obtenida con la categorización de los sitios de acuerdo con su régimen hídrico, según sean permanentes, temporales o efímeros (Bonada i Caparrós, 2003). En nuestro caso no hemos muestreado tramos efímeros, pero sí temporales y permanentes.

El estiaje acusado provoca que en su parte alta estos ríos mediterráneos prepirenaicos queden reducidos en agosto a unos charcos dispersos por el cauce o, en otros casos, a pozas aisladas superficialmente o con pequeños hilillos de agua entre ellas. Estas son unas condiciones altamente estresantes para la fauna fluvial y, sin embargo, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos están perfectamente adaptadas en estos ríos a dichas condiciones. Por lo tanto, en estas pozas encontramos taxones con estrategias vitales adaptadas a estas condiciones ambientales, junto con otros taxones circunstanciales que las colonizan y desaparecen luego, al igual que ocurre con las charcas temporales (Schneider & Frost, 1996).

Este tipo de comunidades las caracterizamos a partir de las de todas las estaciones muestreadas con un estado ecológico de clase I. En el río Arba de Biel, a su paso por El Frago, podemos observar como la comunidad responde a las condiciones estresantes disminuyendo las densidades a las que se encuentran los organismos y, si bien encontramos un ligero descenso en la riqueza de taxones, lo cierto es que durante el estiaje se incrementaron la diversidad y la equidad, descendiendo la dominancia. En el caso de que haya suficiente profundidad, las pozas aisladas se comportan como charcas, incrementándose el zooplancton, como ocurre con los cladóceros en el río Vero en Santa María de la Nuez o los copépodos en esa misma estación y Lecina. En ambos casos, al no permitir este acusado estiaje la presencia de peces, el papel de depredadores acuáticos en la parte superior de las redes tróficas queda reservado a los odonatos, en especial ésnidos y gónfidos. Los léstidos les acompañan, aunque pueden ser a su vez presa de los primeros. Esto es coherente con lo encontrado en otros hábitats acuáticos temporales (Schneider & Frost, 1996, Williams, 1996), incluidos ríos mediterráneos de la Península Ibérica (Bonada i Caparrós, 2003).

En estos ríos prepirenaicos abundan los efemerópteros (cénidos y bétidos fundamentalmente) y también los dípteros: quironómidos y ceratopogónidos, fundamentalmente, acompañados de tipúlidos, limónidos, culícidos, tabánidos, estratiómidos, díxidos, aterícidos (generalmente del género *Atrichops*), empídidos y, más raramente, algún simúlido. También encontramos, en menor medida, coleópteros (ditiscidos, élmidos, driópodos, hidrofilidos, helódidos y halíplidos) y heterópteros (gerromorfos y nepomorfos), todos ellos taxones bien adap-

tados a las condiciones lénticas que presentan estos ríos. Como ocurre en otros ríos mediterráneos temporales (p. e., Gallardo-Mayenco, 1994; Álvarez *et al.*, 2001) los dípteros son el orden con mayor riqueza faunística, seguido de los coleópteros. Esta riqueza faunística no está correlacionada con la abundancia de estos taxones, ya que, de ambos órdenes, sólo los quironómidos y los élmidos se encuentran a densidades importantes.

Entre los tricópteros destacan hidrotílidos, policentropódidos, hidropsíquidos, leptocéridos y filopotámidos. A densidades medias encontramos a los leúctridos y los nemúridos, entre los plecópteros. Las comunidades se complementan con los invertebrados presentes en todas (o casi) las estaciones con estado ecológico muy bueno, además de planáridos, hídridos, ancílididos y algunos taxones raros.

Cuando el agua vuelve a correr, cubriendo el lecho del río tras las primeras lluvias de finales de verano, las densidades a las que se encuentran los distintos organismos disminuyen notablemente, ya que los invertebrados que se hallaban concentrados en pozas se reparten ahora por todo el cauce del río, como observamos en las estaciones de este tipo en el río Vero, dentro del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara.

Al descender por los ríos encontramos que, aunque siguen sufriendo un fuerte estiaje, su caudal es mayor y la corriente de agua superficial no se interrumpe en ningún mes (por lo menos habitualmente). El estrés natural es muy inferior al que se da en las estaciones anteriores. Las comunidades de macroinvertebrados siguen respondiendo a dicho estrés con una disminución de la densidad total de individuos, aunque en menor medida. Están formadas, a nivel de familia, por los mismos taxones que las anteriores, más algunos otros a los que las nuevas condiciones permiten desarrollarse.

Estas comunidades suelen estar dominadas numéricamente por efemerópteros y tricópteros, si bien los quironómidos se encuentran también a abundancias relativas altas. Esta dominancia numérica de efemerópteros y tricópteros en tramos permanentes de cuencas con elevada temporalidad se corresponde con lo previamente descrito en otros ríos mediterráneos (Soler Capdepón & Puig García, 1999). Así, cénidos y bétidos siguen manteniendo altas densidades, pero además de estos efemerópteros se incorporan o incrementan sus densidades heptagénidos, leptoflébidos, efemerélidos, efeméridos y potamántidos. Los tricópteros también presentan poblaciones de gran tamaño, especialmente de hidrotílidos e hidropsíquidos, acompañados por los mismos de antes y psicómidos.

Entre los dípteros se mantienen los anteriores, incrementando mucho su densidad los simúlidos (como era de esperar teniendo en cuenta sus adaptaciones a la vida filtradora en zonas con corriente). Entre los odonatos se incorporan platicnemídidos y coenagríonidos. Encontramos moluscos (hídrbidos, ancílididos, físididos y limnéidos) generalmente a bajas densidades, al igual que los crustáceos (copépodos y ostrácodos) que disminuyen mucho sus abundancias en relación con las estaciones anteriores.

Al hablar de estas comunidades debemos hacer referencia a la observada en el río Guatizalema aguas abajo de Nocito. Presenta una riqueza de taxones extraordinariamente elevada (52), con una densidad global grande (48 507-29 748 ind./m²). Destacan en ella, por su densidad, los élmidos, seguidos de quironómidos, hidropsíquidos, hidrotílidos, oligoquetos, leúctridos, nemúridos, planáridos y limnéidos. A densidades menores encontramos otros tricópteros, dípteros y coleópteros... Es llamativa la presencia en estado larvario de seis familias de odonatos en el tramo.

■ TABLA 5-8

Taxones indicadores y su valor de indicación para los ríos mediterráneos prepirenaicos frente a los pirenaicos y los mediterráneos ibéricos, según el análisis IndVal

Taxones	Presencia		Densidades		Grupos ríos		
	IndVal	Sig.	IndVal	Sig	P	MP	MI
Polycentropodidae	43,12	**	52,20	**	359/8	1412/24	502/14
Ceratopogonidae	39,81	**	72,62	**	101/10	2523/26	713/22
Hydroptilidae	37,77	**	42,70	n.s.	3661/14	9613/26	6735/20
Leptophlebiidae	37,62	**	--	--	464/9	2738/23	3441/16
Caenidae	36,57	**	62,40	**	2624/14	20 243/26	7435/22
Aeshnidae	36,27	**	30,62	**	0/0	114/14	77/6
Gomphidae	36,00	**	37,78	n.s.	57/4	957/20	805/15
Hydropsychidae	35,29	??	--	--	15 232/15	12 611/26	15 264/23
Philopotamidae	35,22	**	58,80	**	32/7	3006/20	779/12
Gyrinidae	34,90	**	30,57	n.s.	84/5	338/19	309/12
Hydridae	34,27	**	42,68	**	6/1	505/13	70/4
Dryopidae	28,26	n.s.	38,42	**	43/6	179/16	41/9
Cladocera	26,49	**	35,07	**	0/0	1110/10	95/4
Tipulidae	23,44	??	27,26	n.s.	15/3	124/11	42/4
Hydrophilidae	19,35	n.s.	27,83	??	3/1	243/9	49/5
Ephemeroidea	14,92	??	16,95	??	6/1	59/5	0/0
Potamanthidae	11,54	??	11,54	n.s.	0/0	29/3	0/0
Limoniidae	--	--	54,62	**	512/16	1592/22	122/12

** = significativo con los dos test utilizados (rangos y t); ?? = significativo en un solo test; n.s. = no significativo; -- = taxón no indicador de ese grupo en este análisis. Grupos ríos: P = pirenaicos (n=18); MP = mediterráneos prepirenaicos (n=26); MI = mediterráneos ibéricos (n=23); los números representan una medida de la abundancia total/estaciones donde se ha encontrado cada taxón

5.4.2.3. Ríos mediterráneos ibéricos

En este tipo de ríos, sólo alcanzan un estado ecológico de clase I los tramos permanentes muestreados. Además de los taxones presentes en (casi) todas las estaciones con un estado ecológico muy bueno, las comunidades de los ríos mediterráneos ibéricos presentan unos taxones indicadores recogidos en la tabla 5-9. Los valores de indicación de algunos de estos taxones son muy altos, indicando una buena asociación entre el taxón y este tipo de río. Predominan entre los taxones indicadores aquellos típicos de flujos lentos de agua y, como diferencia importante con los ríos anteriores, aquellos taxones que necesitan grandes cantidades de carbonato cálcico: crustáceos (gammáridos, ostrácodos y copépodos) y moluscos (esféridos, hidróbidos, limnéidos, ancílididos, físidos y planórbidos). El valor indicador de los gammáridos es especialmente llamativo, estando presentes en un 96% de las estaciones de estos ríos mientras que no superaban el 10% de pirenaicos y prepirenaicos. Sin embargo, debemos tener en cuenta que los grandes ríos no han sido incluidos en este análisis, y que en ellos también se encuentran gammáridos en grandes densidades. En efecto, los gammáridos suelen estar ligados a los ríos que discurren sobre sustrato calcáreo, y estudios realizados en el Sistema Ibérico muestran su ausencia en aquéllos con baja alcalinidad (Fanlo *et al.*, 1989).

■ TABLA 5-9

Taxones indicadores y su valor de indicación para los ríos mediterráneos ibéricos frente a los pirenaicos y los mediterráneos prepirenaicos, según el análisis IndVal

Taxones	Presencia		Densidades		Grupos ríos		
	IndVal	Sig.	IndVal	Sig.	P	MP	MI
Gammaridae	84,02	**	95,42	**	3/1	189/2	69 680/22
Erpobdellidae	74,59	**	77,51	**	0/0	11/1	1005/18
Hydrobiidae	73,62	**	95,51	**	70/1	35/6	79 137/22
Sphaeriidae	66,93	**	77,59	**	11/1	9/2	2498/18
Ostracoda	58,85	**	92,98	**	295/8	48/4	14 569/22
Glossiphoniidae	52,77	**	58,51	**	0/0	65/4	498/15
Nematoda	44,71	**	55,03	**	15/4	12/2	155/15
Lymnaeidae	41,65	**	--	--	29/2	1325/12	531/17
Copepoda	36,67	**	38,13	??	123/5	301/9	514/16
Stratiomyidae	36,44	**	66,63	**	3/1	450/15	9113/16
Psychodidae	32,94	**	42,89	n.s.	834/7	254/10	2075/16
Ancylidae	30,59	**	47,98	**	137/6	154/7	1159/14
Physidae	27,02	**	29,98	**	0/0	3/1	176/7
Nepidae	22,74	**	23,44	**	0/0	3/1	24/6
Anthomyiidae	22,71	n.s.	30,73	??	64/3	134/6	483/10
Halplidae	22,40	**	31,15	**	0/0	24/5	178/8
Cordulegastridae	22,07	**	18,88	??	0/0	37/3	54/7
Glossosomatidae	20,22	??	11,96	n.s.	0/0	1422/4	815/7
Planorbidae	17,31	**	9,07	n.s.	95/1	0/0	87/5
Hydrometridae	16,06	**	15,21	??	0/0	9/2	18/5
Helophoridae	14,24	??	15,10	**	0/0	3/1	18/4
Hygrobiidae	13,04	**	13,04	**	0/0	0/0	18/3
Baetidae	--	--	63,92	**	37 296/18	20 011/26	115 810/23
Ephemereididae	--	--	60,08	**	1446/16	977/14	6059/20
Chironomidae	--	--	60,20	**	28 976/18	36 078/26	104 264/23

** = significativo con los dos test utilizados (rangos y t); ?? = significativo en un solo test; n.s. = no significativo; -- = taxón no indicador de ese grupo en este análisis. Grupos ríos: P = pirenaicos (n=18); MP = mediterráneos prepirenaicos (n=26); MI = mediterráneos ibéricos (n=23); los números representan una medida de la abundancia total/estaciones donde se ha encontrado cada taxón

5.4.2.4. Grandes ríos

El factor más importante a la hora de definirlos es su elevado caudal y la lentitud de su flujo. Están situados a una altitud media/baja, más baja aún en el caso del Ebro, lo que es lógico teniendo en cuenta que este río drena la mayor parte de Aragón.

Lamentablemente, la presión humana sobre estos tramos fluviales es muy elevada, hasta el punto de que únicamente contamos con dos que alcanzarían el estado ecológico muy bueno según sus macroinvertebrados. Ambos presentan problemáticas asociadas que no permiten definirlos como estaciones de referencia. En efecto, en Enate el río Cinca se encuentra muy dividido en pequeños brazos anastomosados, e invadido por el cangrejo introducido *Procambarus clarkii*, mientras que en Monzón existe tal contaminación por sustancias bioacumulables que los peces no son comestibles (pese a que parece que se están recuperando las poblaciones de macroinvertebrados). El río Ebro en Aragón, que *a priori* podría considerarse como repre-

sentativo de estos grandes ríos, presenta un estado ecológico inferior al admisible según la Directiva 2000/60/CE en todos los tramos muestreados. Sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos están sumamente empobrecidas en relación a las que habría en condiciones naturales. Por todo esto no hemos podido incluir los grandes ríos en el análisis de las comunidades. Sin embargo, a partir de las comunidades encontradas (alteradas) podemos intentar deducir, a grandes rasgos, cómo serían sus comunidades de macroinvertebrados si la presión humana no fuera tan grave.

El elevado caudal y la escasa velocidad del agua facilitan aquí la existencia de gran cantidad de pequeños crustáceos, especialmente cladóceros, copépodos y ostrácodos, encontrándose a menores densidades atífidos, gammáridos y asélidos. Los crustáceos son más frecuentes en el Ebro que en otros grandes ríos afluentes de él, como corresponde a sus aguas más remansadas.

También destacan los efemerópteros propios de aguas de lentas: polimitárcidos, cénidos y bétidos, además de los leptoflébidos y, en las zonas con menor profundidad de agua y fondo de cantos, los heptagénidos. Son los habitantes típicos del potamon de Illies & Botosaneanu (1963).

Aunque *Potamanthus luteus*, el único potamántido ibérico, puede alcanzar grandes densidades y formar importantes enjambres en otras zonas (p. ej., en Francia sus enjambres reciben el nombre popular de maná amarillo: Bertrand, 1954), nosotros sólo lo hemos encontrado en Aragón a densidades bajas (5-34 ind./m²), similares a la de la única referencia bibliográfica para la región que incluye ese dato (11,5 ind./m²: García de Jalón *et al.*, 1988). Estas bajas densidades están de acuerdo con la falta de referencias a grandes enjambres de la especie en la zona y, sin duda, pueden contribuir a subestimar su presencia en el territorio. En su análisis de los datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro, Prat & Munné (1998), indican que esta familia ha aparecido en las seis "regiones ecológicas" que distinguen en esta cuenca, con una probabilidad del 11,5% en el total de la cuenca del Ebro, alcanzando el 29,2% en la región del eje del Ebro y el 72,2% en la de los grandes ríos. Esto está de acuerdo con la afirmación de Puig (1999) para Cataluña de que habita en las zonas medias de los ríos, en áreas dominadas por arenas y gravas. Precisamente es en este tipo de hábitat donde la hemos encontrado preferentemente en Aragón, en estas zonas medias tanto de los ríos mediterráneos prepirenaicos como de los grandes ríos. El hecho de que no aparezca actualmente en el eje del Ebro en Aragón (existe una cita del primer tercio del siglo pasado: Navás, 1932) puede achacarse al pobre estado ecológico del río, ya que es una especie muy poco tolerante a la contaminación.

En el caso del polimitárcido *Ephoron virgo* observamos que es poco frecuente salvo en los grandes ríos, y hay que resaltar que en la estación en que falta (Monzón) ha sido encontrado en muestreos realizados en el 2004 (capítulo 3). Este hecho, junto con el de que aparece en Aragón en la gran mayoría de las estaciones situadas en los grandes ríos (salvo las más contaminadas) la convierte en una buena especie indicadora de los grandes ríos (Torralba Burrial & Ocharan, 2004a), que se corresponden con el tipo de medio que suele habitar (Tachet *et al.*, 2000; Wichard *et al.*, 2002). En la regionalización de la cuenca del Ebro de Prat & Munné (1998) no aparece esta especie como indicadora de las regiones grandes ríos ni del eje del Ebro. De hecho, pese a esta práctica ubicuidad de la especie en los tramos de los grandes ríos que no están totalmente contaminados, este taxón no aparece recogido en ninguna estación de la cuenca del Ebro, lo que siembra algunas dudas (que se suman a las encontradas en el caso de los beréidos) sobre la calidad de los datos de la C. H. del Ebro con los que fueron hechos los análisis. En la base de datos de la Red de Variables Ambientales de la CHE empieza a apa-

recer esta familia a partir del 2001, con lo que se puede interpretar que en los años anteriores había sido confundida con algún otro taxón.

Estas dudas se ven corroboradas por el hecho de que el único taxón que en su análisis aparece como indicador (mostrando diferencias significativas con los test empleados) del eje del Ebro son los cordulegástridos. Sin embargo, el hábitat de las dos únicas especies de esta familia que viven en la Península Ibérica difiere notablemente del eje del Ebro: *Cordulegaster bidentata* habita pequeños arroyos someros en zonas montañosas y *Cordulegaster boltonii* lo hace en arroyos y canales de drenaje con una tasa moderada de flujo (Askew, 1988). Ninguna de las dos especies ha sido citada en Aragón del río Ebro (Torralba Burrial & Ocharan, 2005b). También hay que tener en cuenta que estudios de campo realizados en Andalucía muestran la halofobia de las larvas de esta última especie (Gallardo-Mayenco, 1994), algo corroborado en el análisis de 12 cuencas mediterráneas españolas (Vivas *et al.*, 2002), con lo que todavía es más improbable su presencia en las aguas con muy alta conductividad del río Ebro. Dado que este taxón no aparece en ninguno de los muestreos posteriores de la Confederación (según la base de datos de la Red de Variables Ambientales de la CHE) debemos achacar su presencia anterior en el eje del Ebro a errores de determinación.

Otros taxones que aparecen con abundancias relativas altas son los oligoquetos y los quironómidos, además de los hídridos. A menor densidad, pero en casi todas las estaciones, se han encontrado tricópteros hidropsíquidos e hidrotílidos, sanguijuelas glossifónidas y heterópteros coríxidos.

También se encuentran sanguijuelas erpobdélidas, moluscos físidos, odonatos platicnemídeos y libelúlidos, coleópteros élmidos e hidrénidos, tricópteros psicómidos, y dípteros limónidos, empídidos y dolycopódidos.

5.4.3. DISTRIBUCIÓN DE LOS TAXONES

Para comprobar que los taxones indicadores de cada grupo se distribuyen de una forma más o menos similar, se han definido similitudes entre cada par de taxones; dos taxones son considerados similares si se encuentran en las mismas estaciones y sus números tienden a fluctuar de forma paralela entre estaciones (Clarke & Warwick, 1994).

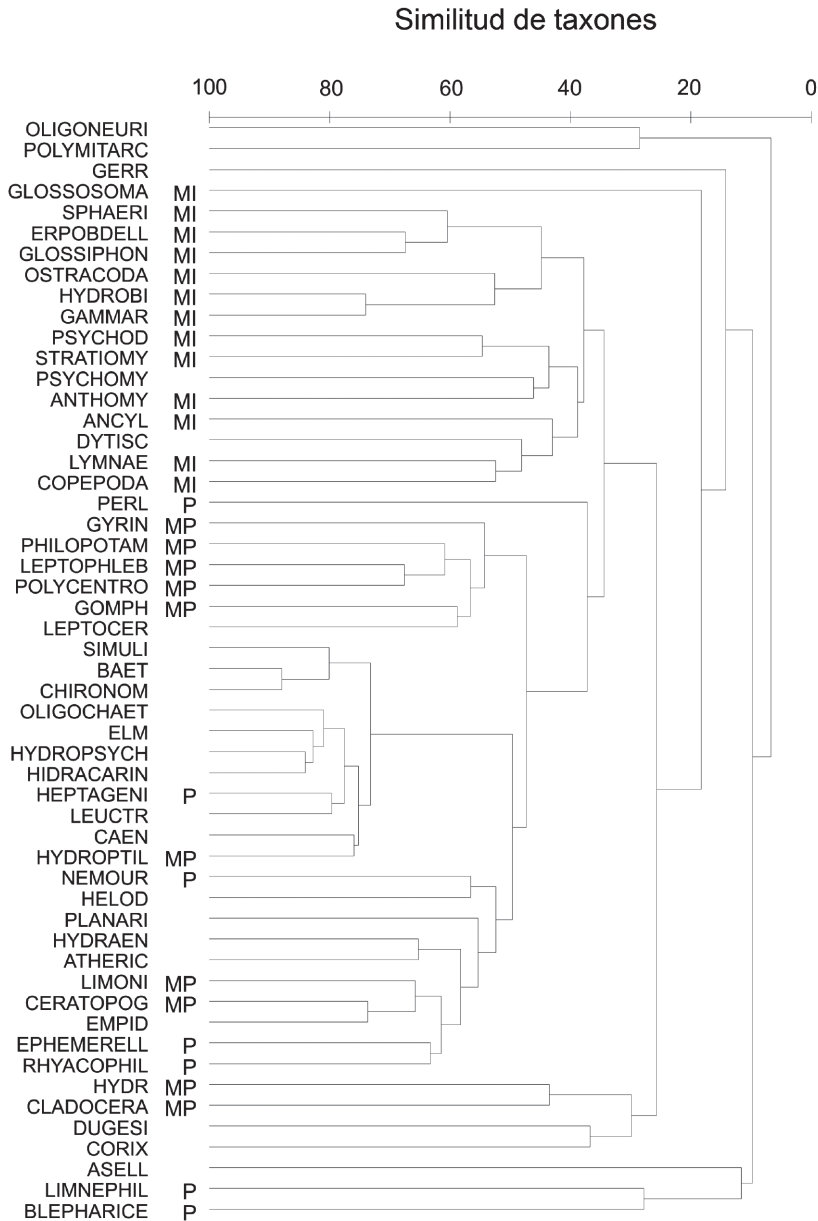
Se han calculado las similitudes entre los taxones tomando las densidades (transformadas con su raíz cuarta) a las que se encontraban en las estaciones con un estado ecológico muy bueno, y se ha realizado un análisis de agrupamiento jerárquico *cluster* (figura 5-7) y otro de escalamiento multidimensional MDS (figura 5-8).

La similitud entre taxones raros tiene poco significado ya que a menudo están distribuidos más o menos arbitrariamente o presentan ejemplares únicos, dando similitudes usualmente de 0 (u ocasionalmente de 100). Resulta necesario remover estos taxones raros antes de analizar la similitud entre taxones, ya que tienden a confundir y romper los patrones en cualquier análisis subsiguiente (Clarke & Warwick, 1994). Por ello, y siguiendo a Field *et al.* (1982), se han eliminado de la matriz de datos, aquellos taxones que representaban menos del 1% de la comunidad de cualquier estación, para dejar un número manejable de taxones (entre 50 y 60, en nuestro caso 53 taxones).

El dendrograma resultante del análisis de agrupamiento jerárquico muestra que algunos taxones tienden a distribuirse de una forma similar (figura 5-11). Superponiendo como factor el tipo de río para el cual el valor de indicación *IndVal* del taxón es significativo (si alguno) encontramos un grupo claro de taxones formado por los indicadores de los ríos mediterráneos ibé-

FIGURA 5-7

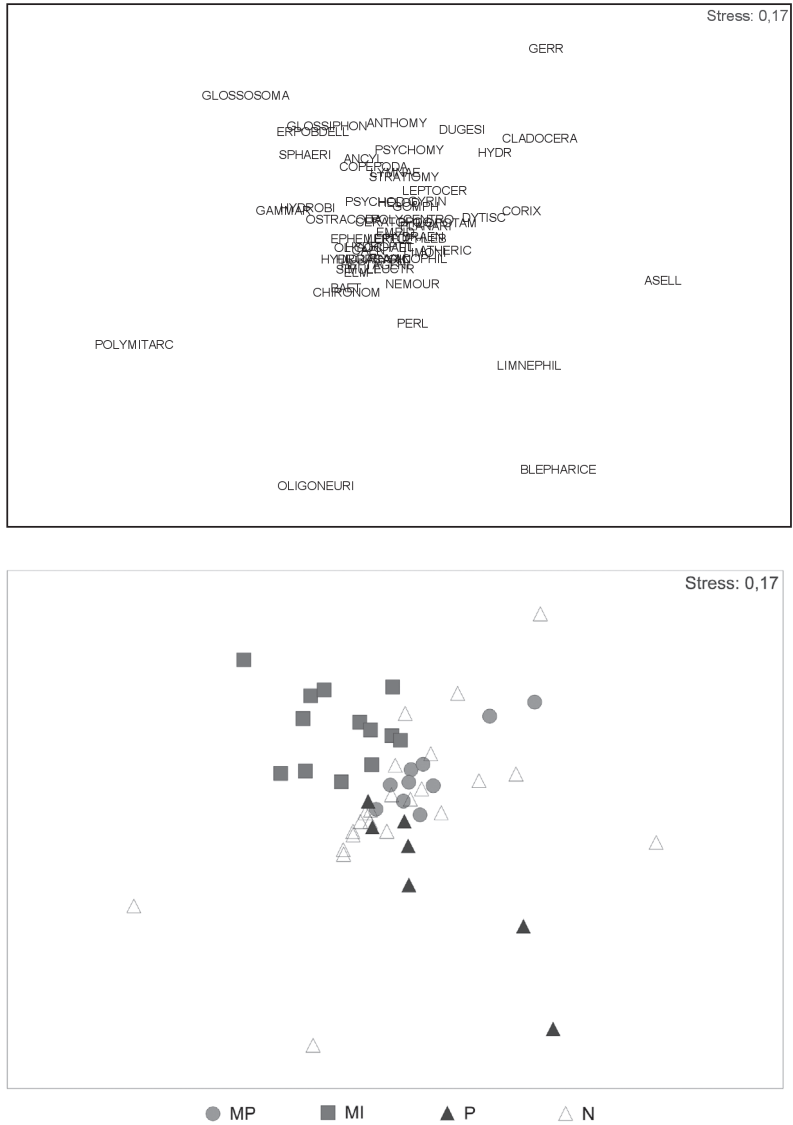
Dendrograma de similitud entre los taxones de macroinvertebrados bentónicos encontrados en las estaciones con un muy buen estado ecológico



Se eliminaron previamente aquellos taxones que representaban menos de un 1% de cualquier estación. Se ha empleado la raíz cuarta de la densidad para hallar las similitudes. Se superpone el tipo de río (si alguno) para el que el taxón presenta un valor indicador (IndVal) significativo: MI = Mediterráneos Ibéricos; MP = Mediterráneos Prepirenaicos; P = Pirenaicos

FIGURA 5-8

Ordenamiento del MDS de los taxones de macroinvertebrados bentónicos encontrados en las estaciones con un muy buen estado ecológico



Se eliminaron previamente aquellos taxones que representaban menos de un 1% de cualquier estación. Se ha empleado la raíz cuarta de la densidad para hallar las similitudes. Se superpone el tipo de río (si alguno) para el que el taxón presenta un valor indicador (IndVal) significativo: MI = Mediterráneos Ibéricos; MP = Mediterráneos Prepirenaicos; N = IndVal no significativo para ningún tipo de río; P = Pirenaicos

ricos. La mitad de los taxones indicadores de los ríos mediterráneos prepirenaicos (girínidos, filopotámidos, leptoflébidos, policentropódidos y gónfidos) se unen dentro de un mismo grupo, junto con los leptocéricos. Los más alejados dentro de los taxones indicadores son limnefilidos y blefariéricos, ambos indicadores de los ríos pirenaicos, en especial de los situados a gran altitud. Como era de esperar, aquellos taxones presentes en todas o casi todas las estaciones forman un grupo con una elevada similitud.

El ordenamiento del MDS nos muestra unos patrones más claros que el dendrograma al superponerle como factor el tipo de río del que son indicadores (figura 5-8). De esta forma, unos análisis corroboran los resultados de los otros.

5.5. Extensión de la tipificación a todas las estaciones de la red

5.5.1. DISTRIBUCIÓN DE LOS MACROINVERTEBRADOS EN LA RED FLUVIAL ARAGONESA

Con el fin de comprobar si los taxones que presentaban un valor de indicación IndVal significativo para un tipo concreto de río al estudiar las estaciones con un muy buen estado ecológico seguían distribuyéndose preferentemente en esos mismos tipos de río al añadir el resto de estaciones, se ha cartografiado la distribución espacial de las densidades de estos taxones en toda la red fluvial aragonesa.

5.5.1.1. Taxones ampliamente distribuidos por toda la red fluvial

Oligoquetos, quironómidos y ácaros acuáticos se distribuyen por todas las estaciones sin importarles el tipo de río de que se trate, estando presentes los dos primeros a una mayor densidad.

Hidropsíquidos, bétidos y élmidos hacen lo propio, si bien presentan menores densidades en el eje del Ebro, que pueden ser achacables a la contaminación que éste padece. En el caso de los élmidos, sin embargo, su abundancia es menor en todos los grandes ríos, y no sólo en el Ebro. Esto mismo, de forma más acusada, ocurre con los simúlidos, otros invertebrados reófilos adaptados a las zonas lóxicas, por lo que no se dan (o lo hacen a muy baja densidad y en tramos concretos) en los grandes ríos.

Los heptagénidos se distribuyen, preferentemente, en las zonas montañosas, dándose a densidades muy bajas (o no estando presentes) en las otras regiones. Sus densidades son mayores en la zona pirenaica, algo que ya nos indicaba el valor indicador IndVal del taxón. En la vecina Cataluña, la mayor diversidad de esta familia se presenta en los ríos pirenaicos (Puig, 1999). Sin embargo, también hemos encontrado heptagénidos en el Ebro (en Pina de Ebro), si bien a una densidad baja. No se trata de las mismas especies, ya que en las partes altas los heptagénidos están representados por el género *Rhithrogena*, ausente de las zonas bajas. Puig (1983, 1999) comenta también el gradiente altitudinal de géneros en Cataluña: *Rhithrogena*, *Epeorus*, *Ecdyonurus*, *Electrogena* y *Heptagenia*. El hecho de que falten en los tramos habitables en los grandes ríos no es sólo debido a los factores ambientales naturales (predominio de zonas lénticas frente a lóxicas, sedimentos) sino que deberemos buscar también factores humanos en su escasez, ya que se trata de un taxón relativamente sensible a la contaminación.

Los leúctridos se distribuyen por las tres regiones montañosas (Pirineos, Sierras Prepirenaicas y Sistema Ibérico) siguiendo un patrón bastante claro (figura 5-9.g). Debemos indicar que, pese a encontrarse en todas las estaciones con un estado ecológico muy bueno, falta en un 17% de las del Sistema Ibérico (tabla 5-7). Son los plecópteros más comunes en la red fluvial aragonesa; la comparación con pérlicos, perlódidos y cloropérlicos (figuras 5-10.b, e y f) es bas-

FIGURA 5-9

Distribución espacial de las densidades (individuos/m²) a las que encontramos los taxones de macroinvertebrados presentes en todas o casi todas las estaciones con un estado ecológico muy bueno

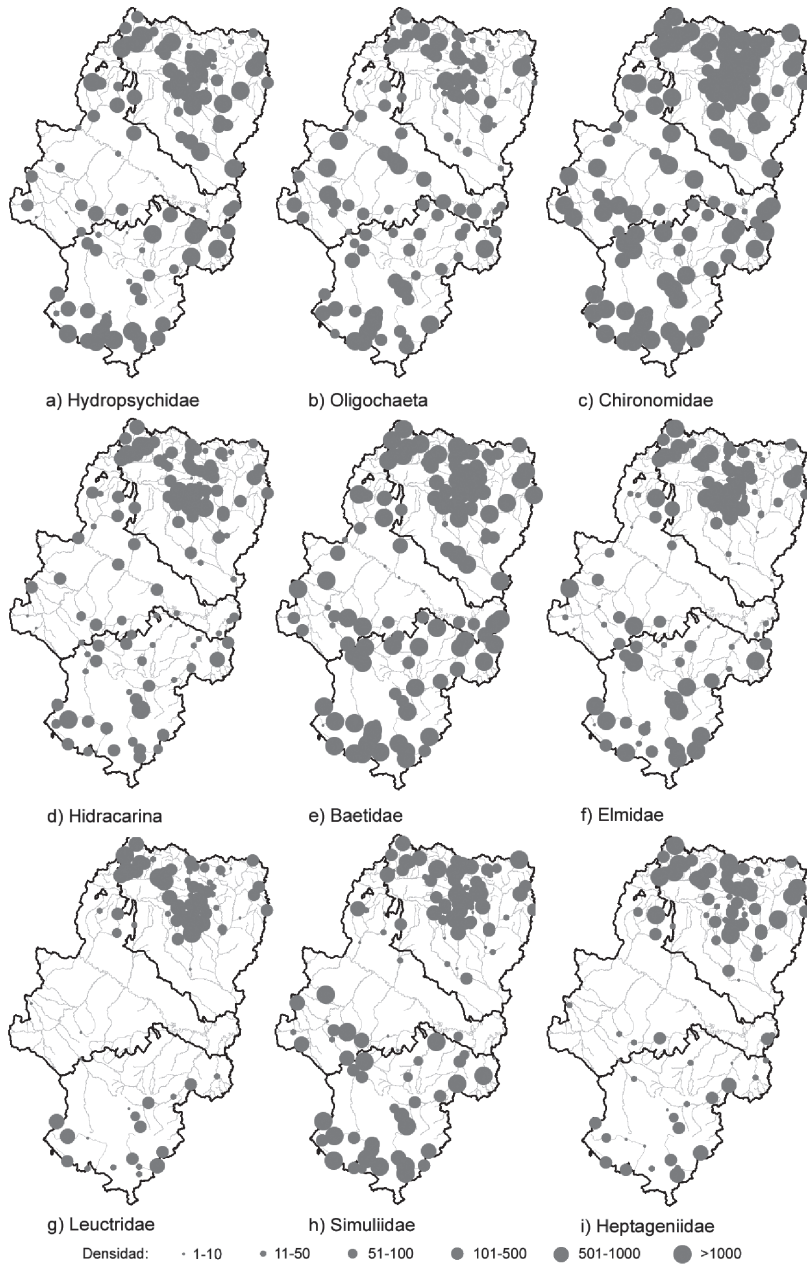
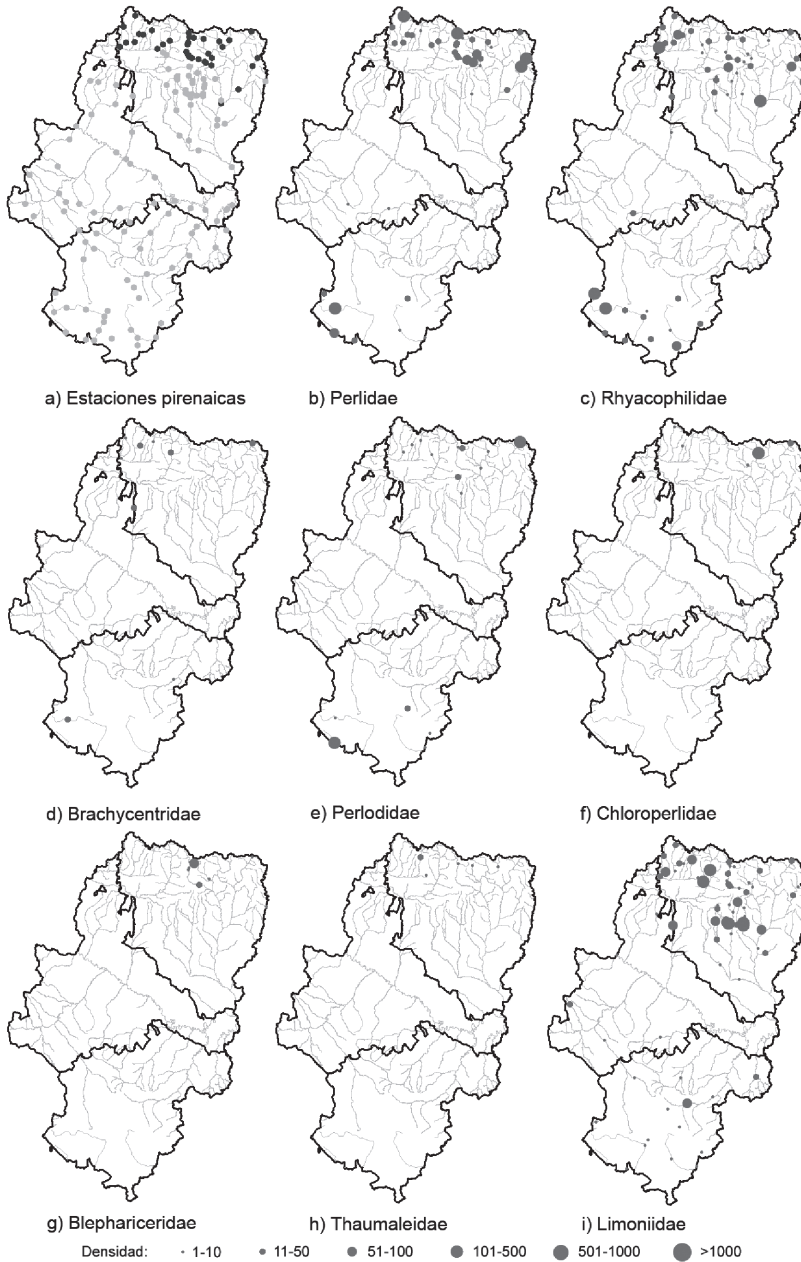


FIGURA 5-10

Distribución espacial de las densidades (individuos/m²) a las que encontramos los taxones de macroinvertebrados con un valor indicador significativo para los ríos pirenaicos (a: en azul) según el análisis IndVal realizado sólo con las estaciones con estado ecológico muy bueno



tante ilustrativa a este respecto. Su limitación a las zonas montañosas es común en la Península Ibérica, ya que la mayor parte de la fauna ibérica de plecópteros sobrevive en la actualidad en sistemas montañosos de media a elevada altitud (Tierno de Figueroa *et al.*, 2003).

5.5.1.2. Taxones indicadores de ríos pirenaicos

Hemos encontrado blefaricéridos, taumaleidos y cloropéridos exclusivamente en los ríos de la montaña pirenaica. Sin embargo, no hay que olvidar que esta última familia ha sido encontrada a altitudes menores en otras redes fluviales de montaña de la Península Ibérica (Tierno de Figueroa *et al.*, 2003).

Péridos, perlódidos y braquicéntridos se encuentran preferentemente en la montaña pirenaica, pero también podemos encontrarlos (en un porcentaje menor de estaciones, y generalmente a una densidad menor) en el sistema ibérico.

La distribución espacial de las densidades a la que hemos encontrado a los limónidos en todas las estaciones (figura 5-10.i) está de acuerdo con su valor indicador. Los observamos preferentemente en la parte norte de Aragón, tanto en la montaña pirenaica como la prepirenaica, dándose a densidades inferiores en el sistema ibérico.

5.5.1.3. Taxones indicadores de ríos mediterráneos prepirenaicos

Como hemos dicho anteriormente, la mayoría de los taxones que separan de forma significativa a los ríos prepirenaicos del resto de estaciones presentan un valor indicador IndVal mayor al separar al conjunto de ríos mediterráneos de los pirenaicos. Esto queda visualmente de manifiesto al observar la distribución espacial de sus densidades en la zona de estudio (figura 5-11).

En el caso de los cénidos debemos hacer notar su amplia distribución por todo Aragón, aunque su densidad sea algo mayor en los ríos mediterráneos (y dentro de éstos especialmente en los prepirenaicos). Esto se corresponde con los requerimientos ecológicos del grupo, adaptado a los ambientes con carácter más léntico.

Los cladóceros, por su parte, se encuentran asociados a masas de agua con carácter más léntico que lóxico. Como estas características se daban en algunas de las estaciones con un estado ecológico muy bueno muestreadas en el prepirineo (y eran mucho menos acusadas o contrarias en las otras regiones) su valor indicador para esta región era significativo. Al cartografiar sus densidades, observamos que sus abundancias son mayores en el tipo de río donde este carácter léntico es más acusado: los grandes ríos. También se encuentran a gran densidad en los ríos mediterráneos ibéricos con agua reducida a charcos/pozas en el verano.

5.5.1.4. Taxones indicadores de ríos mediterráneos ibéricos

La mayoría de los taxones indicadores de esta región obtenidos al considerar sólo las estaciones con un estado ecológico muy bueno, presentan una distribución espacial de sus densidades en toda la red fluvial aragonesa coherente con la significación de su valor indicador IndVal (figura 5-12). Esto resulta especialmente llamativo en gammáridos e hidróbidos.

Sin embargo, debemos hacer dos matizaciones a la afirmación anterior. En primer lugar, la distribución de los ostrácodos suele estar asociada a los ambientes más resguardados de la corriente, por lo que son sumamente abundantes, además de en muchos tramos de los ríos mediterráneos ibéricos, en los grandes ríos. En segundo lugar, los estratiómidos en Aragón están asociados en la mayoría de los casos a ríos mediterráneos, tanto prepirenaicos como ibéricos. Los resultados significativos del IndVal para los ríos mediterráneos ibéricos se deben a su elevada densidad en dos estaciones concretas (El Vallecillo y Torres de Albarracín).

FIGURA 5-11

Distribución espacial de las densidades (individuos/m²) a las que encontramos los taxones de macroinvertebrados con un valor indicador significativo para los ríos mediterráneos prepirenaicos (a: en azul) según el análisis IndVal realizado sólo con las estaciones con estado ecológico muy bueno. Los taxones b)-f) e i) presentan un valor indicador máximo para el conjunto de ríos mediterráneos frente a los pirenaicos

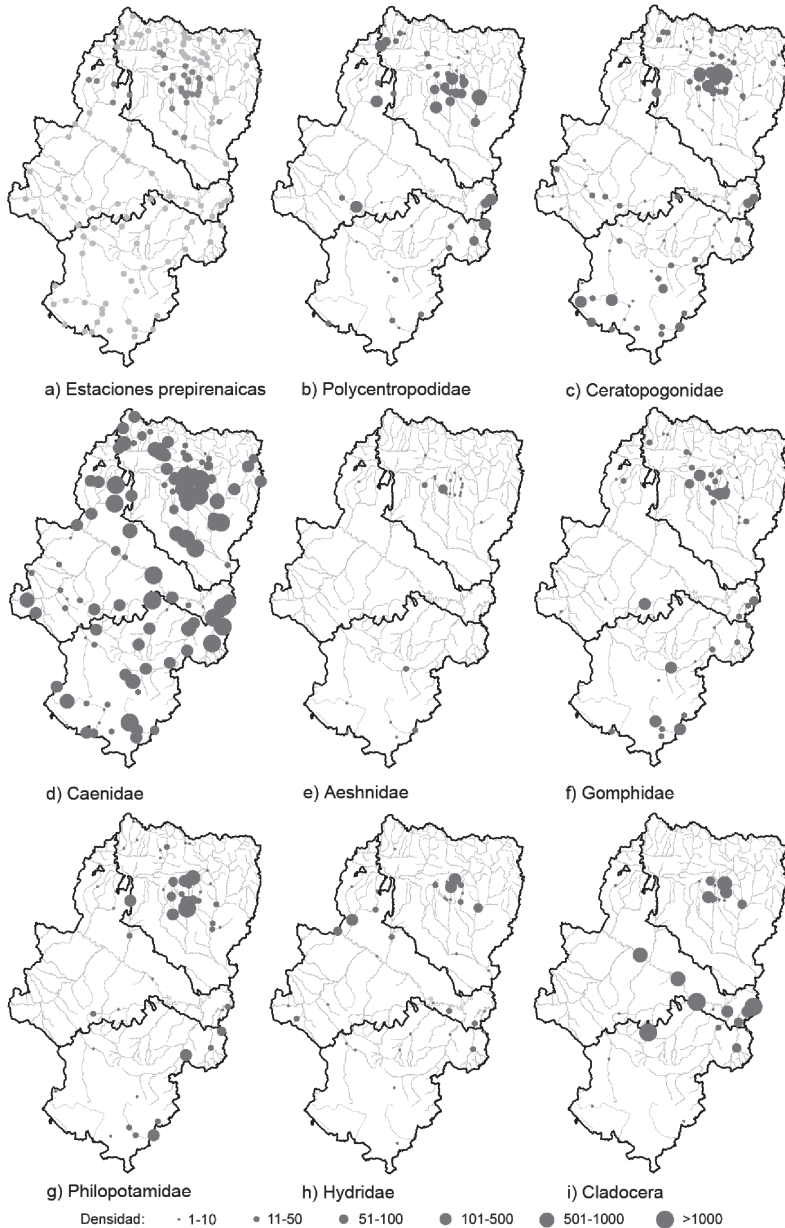
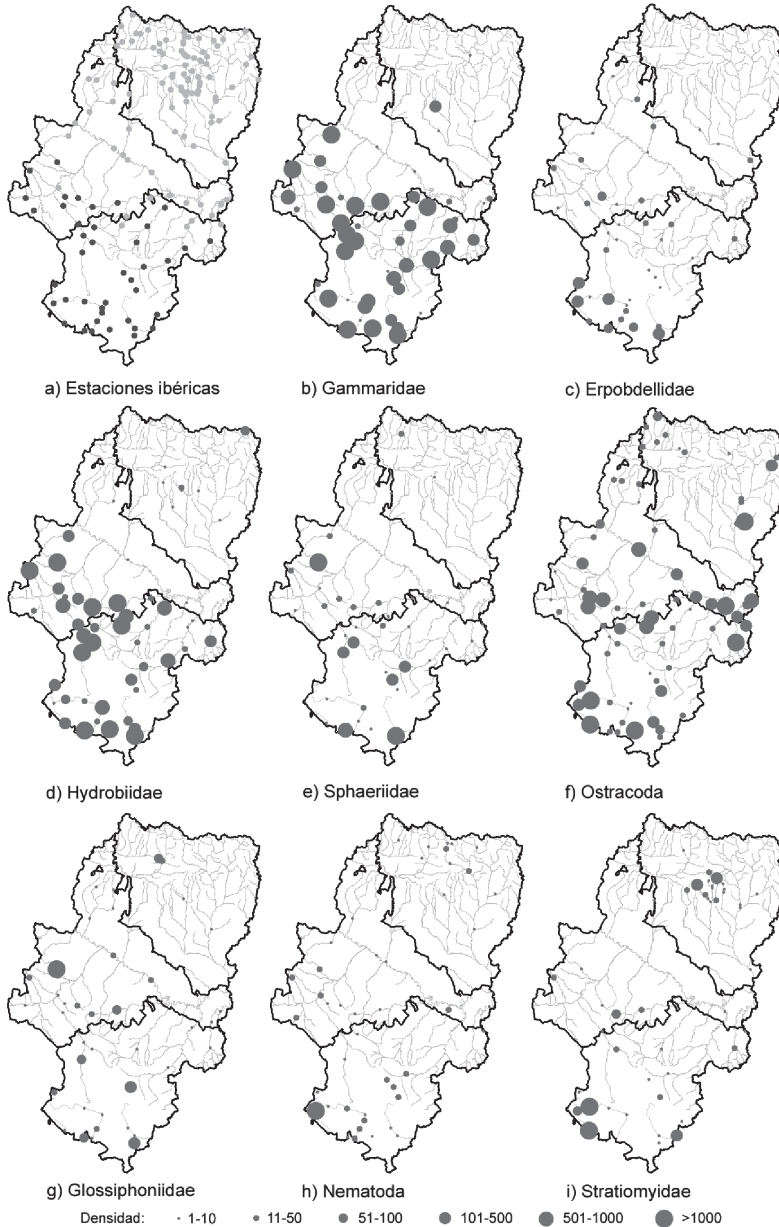


FIGURA 5-12

Distribución espacial de las densidades (individuos/m²) a las que encontramos los taxones de macroinvertebrados con un valor indicador significativo para los ríos mediterráneos ibéricos (a: en verde) según el análisis IndVal realizado sólo con las estaciones con estado ecológico muy bueno



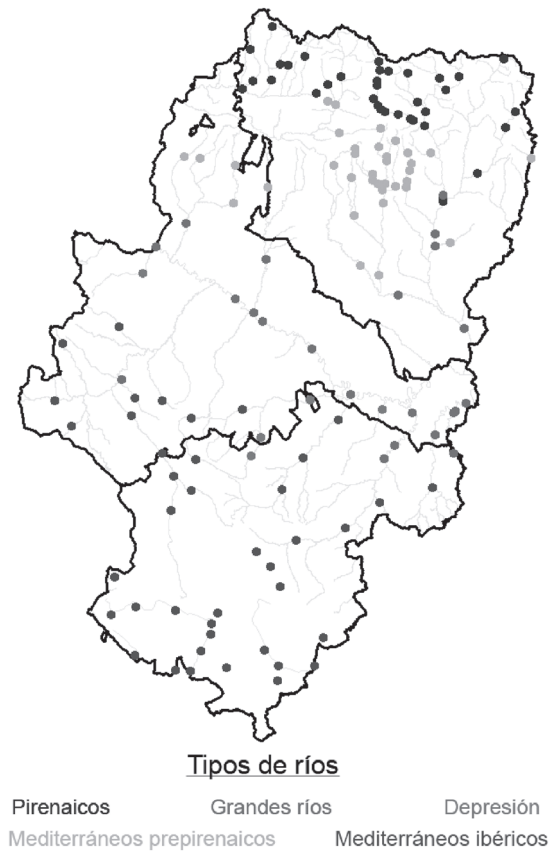
5.5.2. APLICACIÓN DE LOS TIPOS DE COMUNIDADES PROPUESTOS A TODA LA RED FLUVIAL ARAGONESA

Basándonos en los resultados del análisis de las estaciones con un estado ecológico muy bueno, extenderemos ahora los tipos de comunidades encontrados al resto de estaciones de la red fluvial aragonesa. Para ello consideramos la situación espacial y los características de los tramos muestreados, comparándolas con aquellos tramos con un estado ecológico de clase I. La asignación de cada estación a un tipo de río concreto se indica en la figura 5-13.

Sin embargo, en algunos casos, la asignación a un tipo de río u otro presenta dificultades, debidas en parte a la dificultad de separar las perturbaciones humanas de la condiciones naturales en algunos casos (por ejemplo, fluctuaciones en el caudal), y en parte a la propia condición de ecosistema fluyente del río. En efecto, su clasificación en tipos concretos presenta el problema de que no se trata de unidades discretas, sino que los ríos pasan de un tipo a otro a lo largo de su recorrido. Obviamente un río mediterráneo ibérico nunca pasará a ser un río pire-

FIGURA 5-13

Asignación de cada estación muestreada a un tipo de río concreto



naico, pero ambos se pueden acabar convirtiendo en grandes ríos en su discurrir por la zona de estudio. Estos cambios suelen estructurarse a lo largo de un continuo (pese a sus excepciones), ya que las variables físicas dentro de un sistema fluvial presentan generalmente un gradiente continuo que se corresponde con un ajuste biótico continuo a las mismas (Vannote *et al.*, 1980). Esto genera zonaciones longitudinales de las comunidades de los ríos (p. ej., Ward, 1986; Ivol *et al.*, 1997; Verneaux *et al.*, 2003) que pueden ser empleadas en clasificaciones concretas (p. ej., Illies & Botosaneanu, 1963) aunque aparecen zonas de transición intermedias de cierta amplitud (p. ej., Giudicelli *et al.*, 1980; Herranz Sanz, 1987) o bruscas (Ward, 1986).

A la hora de especificar un tipo de río, nos encontramos con algunos tramos cuyas características no se corresponden con ninguno de los tipos descritos en las estaciones de clase I. Son ríos estrechos, de recorrido no muy amplio, cuyas cabeceras no están situadas en ninguna zona montañosa. Nos referimos a los ríos Huecha (estación de Magallón), Regallo (estación de Chipriana) y Aguasvivas (estaciones de Blesa, Moneva y Almochuel) si bien este último río es algo distinto a los otros dos. Hemos considerado apropiado denominarlos ríos de la depresión, por estar ubicados en todo su recorrido dentro de la Depresión del Ebro. No aplicamos esta denominación a los ríos, con mayor caudal natural, que atraviesan la Depresión viniendo desde otras zonas, por considerar sus características distintas a las de estos ríos (y en algunos casos algo distintos también a los otros tipos de ríos, pero con un marcado efecto humano en estas modificaciones). Lamentablemente, las profundas agresiones humanas (tanto morfológicas como químicas) que han sufrido y sufren estos ríos impiden que ninguna de sus estaciones se encuentre en clase I, por lo que no nos es posible indicar como serían sus comunidades no alteradas.

Tras esta asignación inicial de tipo de río, se ha realizado un análisis de agrupamiento jerárquico para el conjunto de las estaciones muestreadas, basado en la presencia de los taxones de macroinvertebrados encontrados, cuyo dendrograma se expone en la figura 5-14. En ella observamos que los tres grupos descritos (pirenaicos, prepirenaicos e ibéricos) siguen manteniendo una cierta coherencia en el caso de las estaciones poco o nada degradadas. Así, las estaciones pirenaicas con un estado ecológico de clase I o II se agrupan juntas, salvo algunas estaciones que se unen, como grupo, a las mediterráneas prepirenaicas. Las mediterráneas prepirenaicas e ibéricas con estado ecológico muy bueno forman dos grupos diferenciados, donde también se encuentran algunas estaciones de estado ecológico bueno. A esos dos grupos se unen varias estaciones mediterráneas de ambos tipos y de grandes ríos con clases I y II.

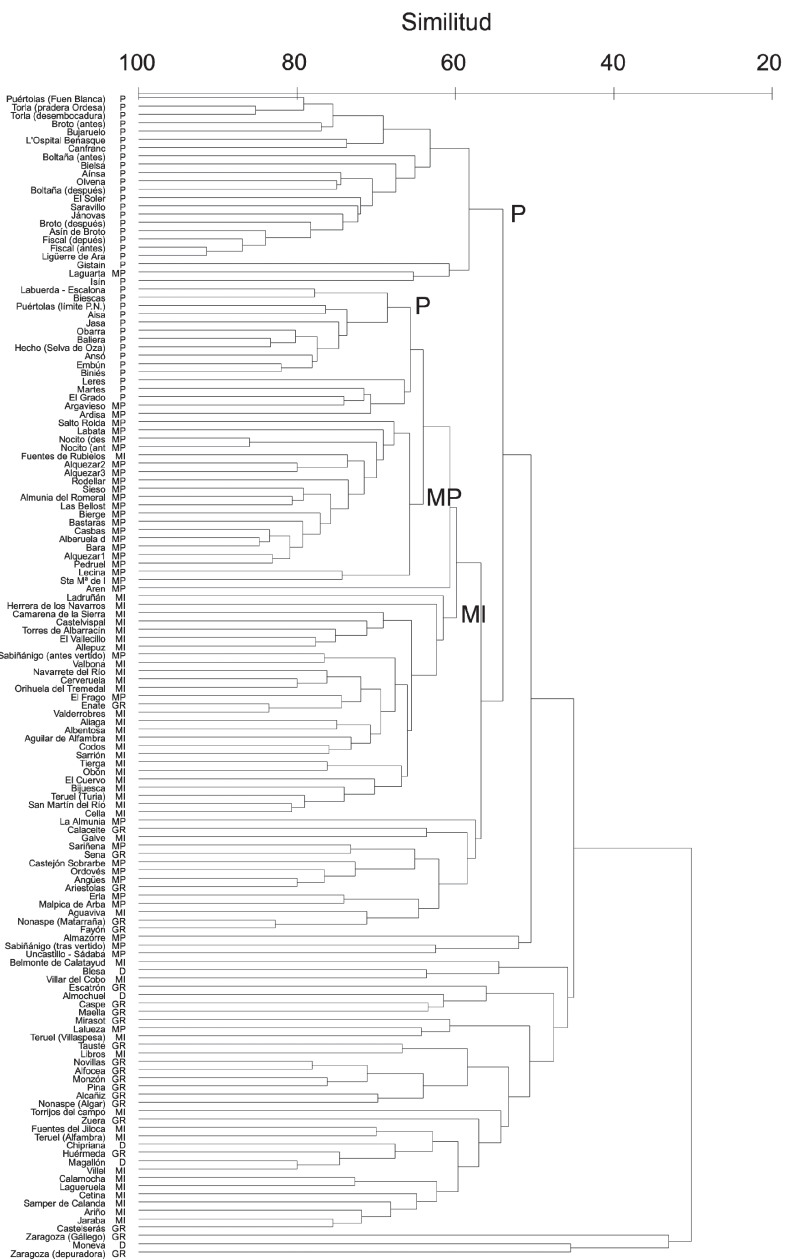
Las estaciones con un peor estado ecológico, independientemente de la región a la que pertenezcan, se agrupan deslavazadamente, pareciendo indicar que las diferencias entre los distintos tipos de ríos se diluyen y desdibujan en las comunidades algo o muy degradadas. Dentro de ellas, observamos como las estaciones más alteradas se agrupan: Villel, Magallón, Huérmeda, Chipriana, Fuentes del Jiloca y el Alfambra en Teruel por un lado; Villaespesa, Lalueza y Miralsot por otro; Tauste y Libros juntos.

Las estaciones que más se alejan del resto son aquellas que se encuentran en un estado más calamitoso: las dos de Zaragoza en el Ebro y la de Moneva en el Aguasvivas. Esto hace que las estaciones situadas en el gran río por excelencia, el Ebro, queden muy separadas entre sí en el dendrograma: por un lado las dos de Zaragoza citadas (agrupadas a un río cuyas características físicas nada tienen que ver con el Ebro) y por otro el resto de estaciones, que presentan un estado algo menos malo (aunque por debajo de lo admisible según la Directiva 2000/60/CE).

Si además de valorar meramente la presencia de los invertebrados empleamos la raíz cuarta de la densidad, permitiendo que cobren más importancia los taxones más abundantes de

FIGURA 5-14

Dendrograma de similitud entre las estaciones de la red fluvial aragonesa, basado sólo en la presencia de taxones de macroinvertebrados



Tipos de río: D = Depresión; GR = Grandes Ríos; MI = Mediterráneos Ibéricos; MP = Mediterráneos Prepirenaicos; P = Pirenaicos

cada estación en las comparaciones, obtenemos el dendograma de la figura 5-15. En él observamos que las estaciones que más se alejan del resto siguen siendo las dos más degradadas (en este caso en solitario): el río Ebro tras la desembocadura del Gállego y tras la salida de la estación depuradora de Zaragoza.

A continuación encontramos el grupo formado por estaciones degradadas, en su mayor parte con un estado ecológico de clase III, con una estación de clase IV (Escatrón) y dos de clase II (Maella y el río Algar en Nonaspe). No parece haber relación con el tipo de río que se trate, puesto que entre ellas encontramos tramos de ríos mediterráneos ibéricos, grandes ríos y ríos de la depresión.

El siguiente grupo en desgajarse del resto está formado únicamente por las dos estaciones del río Cinqueta. La importante riada que afectó a este río antes del primer muestreo, y que incluso se llevó un puente, debe ser la responsable de esta separación de las comunidades del río del resto.

Los tramos altos de ríos mediterráneos prepirenaicos, que en verano quedan limitados a charcos o pozas, conforman en su mayoría el siguiente grupo. Las densidades bajas a las que se encuentran los macroinvertebrados en los muestreos de septiembre, cuando el agua vuelve a cubrir gran parte del cauce, son las responsables de esta agrupación. A ellos se une, además, el tramo post-vertido del río Tulivana en Sabiñánigo, debido principalmente a su baja densidad.

El siguiente grupo en separarse está formado por una miscelánea de estaciones de grandes ríos, ríos mediterráneos ibéricos, ríos mediterráneos prepirenaicos y ríos de la depresión, que tienen en común el estar algo degradadas. En efecto, presentan en su mayor parte un estado ecológico de clase II, pero también III (cinco estaciones) e incluso IV (cuatro estaciones). La única excepción a esto es el punto de Monzón en el río Cinca, pero ya hemos indicado los problemas que presenta esta estación, básicamente el hecho de que estuviera entre ambas clases de calidad y con un historial de gran contaminación y presencia de sustancias perniciosas bioacumulables en los peces y sedimentos.

El resto de estaciones presentan unos estados ecológicos dentro de los límites impuestos por la Directiva 2000/60/CE (bueno o muy bueno). El río Esera en L'Ospital de Benasque se separa del resto de estaciones, debido principalmente a la gran densidad de simúlidos encontrada en sus aguas (25 807 y 69 651 ind./m³).

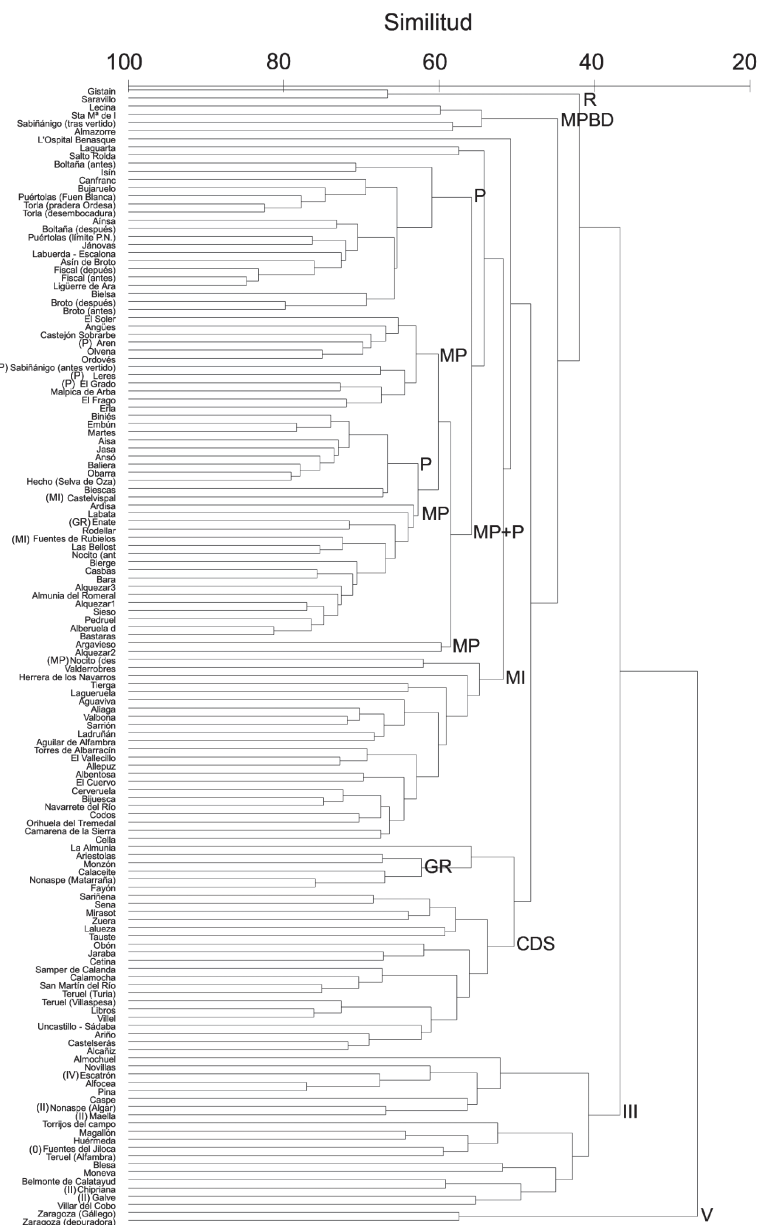
El siguiente grupo está formado por estaciones mediterráneas ibéricas, con la excepción del río Guatzalema aguas abajo de Nocito. Del resto de estaciones se desgajan por una parte estaciones pirenaicas y por otra las mediterráneas prepirenaicas más parte de las pirenaicas, cada tipo en su grupo. En medio de las prepirenaicas se introducen dos estaciones ibéricas (Castelvispal y Fuentes de Rubielos) y una de grandes ríos: el Cinca en Enate. Debido a que este último tramo está formado por numerosos brazos menores anastomosados, y que tiene dos grandes embalses aguas arriba, parece comportarse más como un conjunto de ríos prepirenaicos que como un gran río.

Si damos todavía una mayor importancia a la densidad, nos encontramos con que un análisis de agrupamiento jerárquico tipo *cluster* no es capaz de separar los grupos, al igual que nos ocurría con las estaciones de clase I. El porcentaje de similitud al que se unen las distintas estaciones disminuye, aunque algunos grupos sigan manteniéndose.

Al realizar el análisis de las similitudes correspondiente (ANOSIM) comprobamos que los distintos grupos presentan diferencias estadísticamente significativas entre ellos. Estas diferencias

FIGURA 5-15

Dendrograma de similitud entre las estaciones de la red fluvial aragonesa, basado en la raíz cuarta de la densidad de cada taxón de macroinvertebrado bentónico en cada estación



Tipos de río: CDS = miscelánea de estaciones con un estado ecológico inferior al muy bueno; D = Depresión; GR = Grandes Ríos; MI = Mediterráneo Ibérico; MP = Mediterráneo Prepirenaico; MPBD = Mediterráneo ibérico con baja densidad; P = Pirenaico; R = estaciones afectadas por riada importante. Los números romanos indican clase de estado ecológico

mantienen su significado tanto si valoramos todos los taxones por igual como si le damos más importancia a los más abundantes dentro de cada estación (tabla 5-10). El grupo de los ríos llamado “depresión” incorporado en precario ante la ausencia de estaciones de clase I en esa zona y para unos ríos muy concretos, también presenta diferencias significativas con los otros grupos, aunque no es posible separar el efecto de las degradantes perturbaciones humanas sobre las comunidades de este grupo de la posible diferencia natural entre ellas.

El ordenamiento de todas las estaciones mediante un MDS basado sólo en la presencia de los taxones se expone en la figura 5-16. Los grupos se encuentran más mezclados que al emplear sólo las estaciones con un estado ecológico muy bueno, pero aún así podemos observar que la mayoría de las estaciones de un mismo grupo se encuentran relativamente más cerca de las de su grupo que de las de los otros. Las estaciones que más se alejan de su grupo son aquellas que se encuentran en un peor estado ecológico. Entre los grandes ríos, observamos que las estaciones más alejadas (en este caso también del resto de estaciones) pertenecen al río Ebro: Escatrón (clase IV) y las dos de Zaragoza (tras la desembocadura del río Gállego y tras la salida del emisario de la EDAR, en ambos casos con clase V). Además, Tauste (clase IV) y Miralsot (clase III) se encuentran algo apartadas en la parte inferior del gráfico. En las estaciones mediterráneas ibéricas, Villaespesa y Libros (ambas clase IV) se encuentran rodeadas por estaciones de otros grupos. En las mediterráneas prepirenaicas también observamos este patrón.

■ TABLA 5-10

Comprobación de las diferencias entre los distintos tipos de ríos según sus comunidades de macroinvertebrados: P = Pirenaicos, MP = Mediterráneos Prepirenaicos; MI = Mediterráneos Ibéricos, D = Depresión; GR = Grandes Ríos. G = Global. Se ha realizado un ANOSIM de un factor (999 permutaciones) con todas las estaciones. Se ha variado la importancia dada a los taxones más abundantes en las comunidades mediante diversas transformaciones de su densidad (D): presencia, raíz cuarta de la densidad estandarizada, raíz cuarta de la densidad, densidad estandarizada y densidad sin transformar

		P,MP	P,D	P,GR	P,MI	MP,D	MP,GR	MP,MI	D,GR	D,MI	GR,MI	G
Permutaciones posibles		>10 ¹⁰	>10 ⁵	>10 ¹⁰	>10 ¹⁰	>10 ⁵	>10 ¹⁰	>10 ¹⁰	>10 ⁴	>10 ⁵	>10 ¹⁰	
P	R	,444	,999	,762	,641	,951	,525	,419	,409	,623	,514	,556
	Sig.	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
	N°≥obs.	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
D ⁻⁴ est.	R	,405	,999	,754	,571	,978	,513	,454	,475	,651	,517	,538
	Sig.	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
	N°≥obs.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D ⁻⁴	R	,369	,996	,726	,553	,970	,490	,426	,432	,622	,492	,514
	Sig.	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
	N°≥obs.	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
D est.	R	,184	,831	,356	,183	,766	,278	,249	,426	,447	,243	,263
	Sig.	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
	N°≥obs.	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	0
D	R	,116	,760	,318	,195	,723	,263	,255	,307	,436	,199	,241
	Sig.	**	**	**	**	**	**	**	*	**	**	**
	N°≥obs.	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0

Significación: **=p<0,01; *=p<0,05; n.s.=no significativo

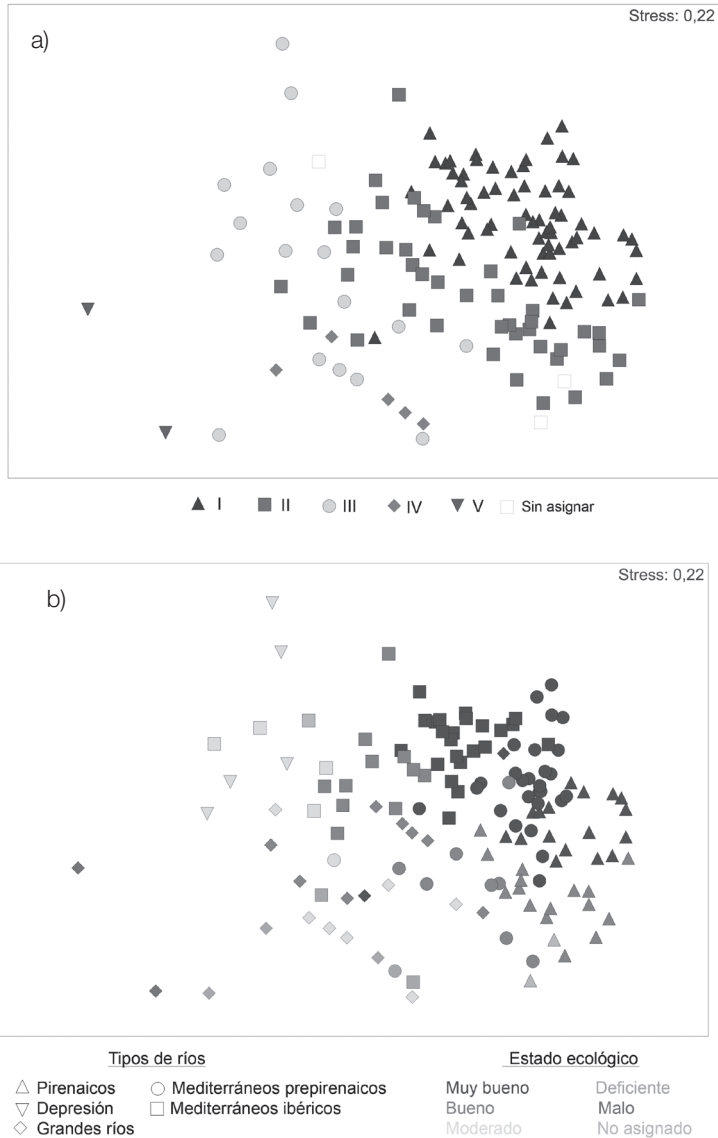
Al darles una mayor importancia a los taxones más abundantes la separación gráfica de los grupos va desapareciendo (figura 5-17), resultando una ordenación totalmente confusa al utilizar la densidad sin transformar. Este ordenamiento resulta mucho más confuso que el realizado con sólo las estaciones que presentaban un estado ecológico muy bueno. Pese a que siguen existiendo diferencias significativas entre los grupos (tabla 5-12), la ordenación del MDS no lo muestra, tal vez debido al estrés (aunque este es equivalente al que presentaban las estaciones de clase I) o a la gran cantidad de estaciones y taxones empleados.

Con el fin de comprobar si se separan las comunidades con distinto estado ecológico, empleamos éste como factor en la ordenación del MDS realizado teniendo en cuenta la presencia de macroinvertebrados. En este caso observamos también un patrón bastante claro de distribución de las estaciones según la clase de estado ecológico asignada (aunque tiene algunas excepciones) (figura 5-18.a). Para combinar la información aportada por ambas ordenaciones, superponemos el estado ecológico mediante un código de colores sobre el factor tipo de río en el MDS hecho con la presencia de taxones (figura 5-18.b).

El gráfico nos muestra como ambas ordenaciones se complementan para darnos una imagen más precisa de cómo se organizan las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Esto es lógico, puesto que debemos tener en cuenta que la comunidad de macroinvertebrados presente en un tramo depende tanto del tipo de río en el que se encuentre como del estado ecológico que éste presenta allí. De hecho, es en estos cambios en las comunidades en lo que se basan los índices biológicos de calidad de las aguas.

FIGURA 5-18

Ordenación del MDS de las estaciones de la red fluvial aragonesa empleando la presencia de taxones de macroinvertebrados bentónicos. A) Utilizando como factor la clase de estado ecológico. I= muy bueno; II= bueno; III: moderado; IV= deficiente; V= malo. B) Combinando la información de la tipicación de ríos propuesta y la clase de estado ecológico de cada estación



6. Odonatos de la red fluvial aragonesa

6.1. Introducción: Historia de la Odonatología en Aragón

Las libélulas son una parte fundamental de la herencia natural europea por su valor científico, educativo, cultural, recreativo, estético e intrínseco, como bien reconoció el Consejo de Europa (1987). En Aragón, además del común libélula, los odonatos reciben diversos nombres vernáculos, más o menos restringidos espacialmente, como abión, candil, chichidor, ferrero, helicóptero, marieta, ruedabalsas, techidor, teixidor, texedor o texidor (Andolz, 1977; Nagore Laín, 1981; Vidaller Tricas, 1989; Aragües, 1989; Torralba Burrial & Ocharan, 2006f). No es de extrañar que nombres referidos a su forma de volar, como avión y helicóptero, se den también en otros países como Venezuela (DeMarmels, 1996).

Las primeras referencias aragonesas a esta parte de nuestro patrimonio natural las encontramos en De Asso (1784) cuya *Introductio in Oryctographiam...* constituye el primer catálogo de la naturaleza de Aragón, inventariando la geología, flora y fauna de la región. La versión en castellano de esta obra fue premiada por la Real Sociedad Económica Aragonesa, pero se ha perdido ya que nunca fue publicada por disensiones con otros miembros de la Sociedad (Martínez Tejero, 2005). Hasta nosotros ha llegado la edición publicada en latín por el propio autor en Holanda. En esa obra indica la presencia de nueve especies de libélulas para Aragón, siete siguiendo su nombre linneano y dos mediante una breve descripción. Tres de ellas podemos identificarlas con especies válidas actualmente. En el terreno científico, Ignacio Jordán Claudio de Asso y del Río se dedicó fundamentalmente a la Botánica, a la que se refieren la mayoría de sus obras, y no creó escuela en el terreno entomológico. Tendremos que esperar prácticamente hasta el siglo XX para encontrar nuevas referencias a las libélulas aragonesas.

En el primer tercio del siglo XX destaca la figura de Longinos Navás, prolífico especialista en diversos órdenes de insectos que vivió durante ese periodo en Zaragoza. A él debemos casi la mitad de citas y publicaciones sobre libélulas de Aragón. Sin embargo, entre este acúmulo de citas se deslizaron diversos errores. Algunos de éstos fueron implícitamente rectificadas por el propio autor, aunque no explícitamente; en efecto, cuando posteriormente era consciente de sus errores Navás lo indicaba mediante frases impersonales o simplemente eliminaba las citas de sus publicaciones posteriores.

Su vida y obra han sido en parte descritas por Bastero Monserrat (1989). Su papel relevante en la promoción del asociacionismo científico entre naturalistas aragoneses de ideología conservadora queda patente en los estatutos de sesgo confesional católico de las instituciones científicas en cuya fundación intervino (Bastero Monserrat, 1989; Martínez Tejero, 2005). Fue miembro e intervino activamente en el funcionamiento de, entre otras, la Sección de Zaragoza de la Real Sociedad Española de Historia Natural, la Sociedad Española de Entomología, la Sociedad Aragonesa de Ciencias Naturales y la Academia de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales de Zaragoza, teniendo sus más y sus menos con otros miembros de estas sociedades. Navás se distanció de la Real Sociedad y promovió la Sociedad Aragonesa, hechos que han sido relacionados con diferentes posturas sobre el evolucionismo y de orden ideológico y religioso (Martínez Tejero, 2005). Dado el carácter de Navás es también probable que influyeran consideraciones personales. En la Aragonesa (y en su sucesora la Sociedad Ibérica de Ciencias Naturales) Navás publicó gran parte de su obra sobre libélulas aragonesas entre 1904 y 1923, dando un importante impulso al conocimiento faunístico de la Península Ibérica y del mundo, gracias al material que le hacían llegar sus corresponsales, en gran parte jesuitas.

En 1917 fundó la Sociedad Entomológica de España, con sede en Zaragoza. Esta sociedad publicó diversos trabajos odonatólogicos (y de otros órdenes) de Navás, incluyendo su

Sinopsis de los Paraneurópteros, compendio de los conocimientos faunísticos sobre los odonatos ibéricos de la época. Durante los años 20 y 30 del siglo pasado, Navás fue el máximo especialista mundial en neurópteros. Navás tampoco creó escuela odonatológica, debido probablemente a su temperamento por una parte y a la convulsa situación de España hacia el final de su vida. Tras él, hay una sequía de nuevos conocimientos sobre el tema, salpicada por unas pocas publicaciones, que llega hasta mediados de los años 80.

Desde los años '90 del siglo pasado ha ido incrementándose el conocimiento entomológico en Aragón de manos de la Sociedad Entomológica Aragonesa, actualmente la más activa y con mayor número de socios de las sociedades entomológicas ibéricas. Entre sus publicaciones seriadas, una, el *Catalogus de la entomofauna aragonesa*, está dedicada íntegramente a inventariar las especies de artrópodos presentes en Aragón. Ha publicado trabajos sobre la odonofauna aragonesa en tres de sus revistas: la extinta *Zapateri*, el *Catalogus* y, por supuesto, en su publicación enseña, el *Boletín de la SEA*.

De los últimos años del siglo XX es especialmente destacable, por la gran cantidad de datos faunísticos que aporta, la recopilación de citas inéditas de diversos odonatólogos realizada por Jödicke (1996a). También en ella se deslizan diversos datos incorrectos, debidos a identificaciones visuales de especies que no pueden ser determinadas sin capturar el ejemplar. Ésto hace que estas citas deban ser estudiadas individualmente con el fin de tratar de filtrar aquellas que resulten poco fiables.

Lamentablemente la mayoría de los estudios sobre odonatos en Aragón son meramente faunísticos, sin ir más allá de qué especies se observan en una salida de campo. Los trabajos que profundizan algo más en nuestro conocimiento sobre ellos son sumamente escasos en Aragón y relativamente recientes (p. ej., Torralba Burrial & Ocharan, 2005g, 2006a).

6.1.1. OBJETIVOS

A la hora de plantear los estudios sobre las comunidades de odonatos de la red fluvial de Aragón se comprobó que gran parte del conocimiento previo sobre los odonatos aragoneses estaba fragmentado y recogido en trabajos antiguos, en algunos casos con deficiencias en cuanto a la fiabilidad de los datos. Por ello, se decidió recopilar dicho conocimiento, cribarlo y complementarlo antes de proceder al análisis de las comunidades de odonatos fluviales de Aragón. Por tanto, los objetivos concretos de este capítulo son:

1. Revisión crítica de la bibliografía existente sobre odonatos de Aragón.
2. Obtención de datos fidedignos sobre los odonatos de la red fluvial aragonesa.
3. Realización de un catálogo de los odonatos de Aragón.
4. Realización de un atlas de distribución de los odonatos de Aragón.

6.2. Material y métodos

6.2.1. BÚSQUEDA BIBLIOGRÁFICA

Se ha realizado una revisión crítica de la bibliografía que incluía referencias de libélulas para la Comunidad Autónoma de Aragón. Esto ha representado valorar tanto las citas individuales como el conjunto de datos aportados en un mismo artículo y/o autor, con el fin de evaluar el nivel de fiabilidad de dichos datos. En algunos casos los errores de determinación pueden ser fácilmente detectables, pero en otros pueden quedar grupos en los que no es posible contrastar la certeza de una cita determinada sin consultar el material original (p. ej., el género *Coenagrion*

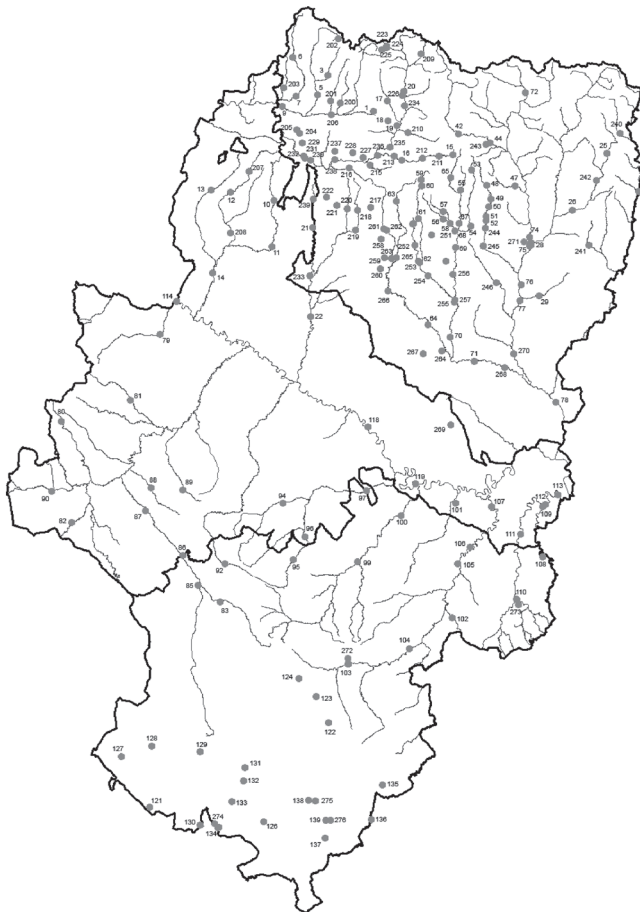
en la obra de Longinos Navás). En los casos en los que no se incluían en los artículos originales las coordenadas UTM (o MGRS), se han calculado éstas a partir de los datos expuestos en la referencia original. Se ha utilizado diversa cartografía digital, fundamentalmente el GIS Ebro de la Confederación Hidrográfica del Ebro y los mapas y fotografía aérea del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC del MAPA).

6.2.2. METODOLOGÍA DE MUESTREO

Para la obtención de datos propios, se tomaron muestras en 184 tramos repartidos por toda la red fluvial aragonesa (figura 6-1).

FIGURA 6-1

Distribución espacial de las localidades donde se han tomado muestras de odonatos en la red fluvial de Aragón. La equivalencia de los números de las localidades puede consultarse en la tabla 6.1



■ TABLA 6-1

Localización de las estaciones de muestreo de odonatos en la red fluvial de Aragón

Nº	Prov	Localidad	Corriente	Huso	X UTM	Y UTM	Altitud
1	Hu	Lerés	Gas	30T	707757	4715786	881
3	Hu	Jasa	Osía	30T	690922	4729238	868
5	Hu	Embún	Aragón-Subordán	30T	686905	4721999	682
6	Hu	Ansó	Veral	30T	677525	4736107	827
7	Hu	Biniés	Veral	30T	678758	4721605	615
9	Hu	Martés	Aragón	30T	673655	4717685	543
10	Z	El Frago	Arba de Biel	30T	670428	4681919	561
11	Z	Erla	Arba de Biel	30T	669763	4664504	404
12	Z	Malpica de Arba	Arba de Luesia	30T	654110	4685134	554
13	Z	Uncastillo	Riguel	30T	646718	4685996	490
14	Z	Tauste	Arba	30T	647374	4654698	273
15	Hu	Laguarta	Guarga	30T	737842	4699352	1132
16	Hu	Ordovés	Guarga	30T	718480	4697184	743
17	Hu	Isín	Aurín	30T	713207	4719734	975
18	Hu	Sabiñánigo (antes)	Tulivana	30T	713422	4712189	797
19	Hu	Sabiñánigo (después)	Tulivana	30T	716821	4710185	771
20	Hu	Biescas	Gállego	30T	719414	4723370	869
21	Hu	Ardisa	Gállego	30T	685148	4671760	433
22	Z	Zuera	Gállego	30T	684400	4638040	255
25	Hu	Obarra	Isábena	31T	302253	4696367	1004
26	Hu	El Soler	Isábena	31T	287750	4675772	514
28	Hu	Olvena	Esera	31T	272099	4664738	341
29	Hu	La Almunia de S. Juan	Sosa	31T	272843	4644447	323
31	Hu	Arén	NogueraRibagorzana	31T	313326	4681081	640
42	Hu	Ligüerre de Ara	Ara	30T	740073	4707088	723
44	Hu	Boltaña	Ara	31T	258502	4703363	595
47	Hu	Castejón de Sobrarbe	Susía	31T	266753	4686584	478
48	Hu	Sta María de la Nuez	Vero	31T	255998	4687449	822
49	Hu	Almazorre	Vero	31T	257188	4682351	677
50	Hu	Lecina	Vero	31T	256365	4679448	639
51	Hu	Alquézar	Vero	31T	254818	4674264	450
52	Hu	Alquézar-Cámping	Vero	31T	254344	4671564	677
53	Hu	Las Bellostas	Isuala	30T	745001	4693504	963
54	Hu	Alberuela de la Liena	Isuala	30T	744759	4672322	513
55	Hu	Rodellar	Mascún	30T	740728	4685976	659
56	Hu	Labata	Calcón	30T	734241	4674960	522
57	Hu	Bastarás	Formiga	30T	734187	4677833	560
58	Hu	Sieso de Huesca	Formiga	30T	736760	4673405	452
59	Hu	Nocito1	Guatzalema	30T	755981	4689963	869
60	Hu	Nocito2	Guatzalema	30T	726111	4687525	869
61	Hu	La Almunia del Romeral	Guatzalema	30T	724879	4675324	589
62	Hu	Argaviés	Guatzalema	30T	725463	4658639	457
63	Hu	Salto Roldán (Huesca)	Flumen	30T	716351	4681897	702
64	Hu	Lalueza	Flumen	30T	728390	4635051	285
65	Hu	Bara	Alcanadre	30T	737082	4690571	932
67	Hu	Bierge	Alcanadre	30T	740141	4673407	475

■ TABLA 6-1 (cont.)

Nº	Prov	Localidad	Corriente	Huso	X UTM	Y UTM	Altitud
68	Hu	Casbas de Huesca	Alcanadre	30T	738705	4670468	475
69	Hu	Angüés	Alcanadre	30T	739036	4664175	397
70	Hu	Sariñena	Alcanadre	30T	736823	4630317	258
71	Hu	Sena	Alcanadre	30T	745897	4621164	207
72	Hu	Bielsa	Cinca	31T	273261	4721950	948
74	Hu	El Grado	Cinca	31T	270984	4666897	354
75	Hu	Enate	Cinca	31T	271090	4663820	336
76	Hu	Ariéstolas	Cinca	31T	266348	4649001	264
77	Hu	Monzón	Cinca	31T	265591	4643243	264
78	Hu	Miralsot	Cinca	31T	276463	4603809	135
79	Z	Magallón	Huecha	30T	627312	4631301	359
80	Z	Bijuesca	Manubles	30T	590001	4598463	896
81	Z	Tierga	Isuela	30T	616302	4606450	570
82	Z	Jaraba	Mesa	30T	594092	4560512	750
83	Te	Navarrete del Río	Pancrudo	30T	650167	4530446	937
85	Te	Calamocha	Jiloca	30T	641760	4536899	858
86	Te	San Martín del Río	Jiloca	30T	641760	4536899	781
87	Z	Fuentes de Jiloca	Jiloca	30T	622016	4565085	623
88	Z	Belmonte de Calatayud	Perejiles	30T	623887	4573661	560
89	Z	Codos	Grío	30T	636070	4572825	732
90	Z	Cetina	Jalón	30T	586369	4572394	669
92	Te	Lagueruela	Huerta	30T	652068	4544889	1064
94	Z	Herrera de los Navarros	Cámara	30T	673886	4567970	617
95	Te	Blesa	Aguasvivas	30T	677855	4546404	761
96	Z	Moneva	Aguasvivas	30T	682169	4555066	659
97	Z	Almochuel	Aguasvivas	30T	705147	4572590	275
99	Te	Ariño	Martín	30T	701895	4545592	451
100	Te	Samper de Calanda	Martín	30T	718292	4563299	219
101	Z	Chipriana	Regallo	30T	738945	4568026	136
102	Te	Aguaviva	Bergantes	30T	737666	4524417	456
103	Te	Aliaga	Guadalope	30T	698474	4506969	1105
104	Te	Ladruñán	Guadalope	30T	721490	4512801	403
105	Te	Castelserás	Guadalope	30T	739722	4544998	304
106	Te	Alcañiz	Guadalope	30T	744439	4551154	255
107	Z	Caspe	Guadalope	31T	249521	4566405	122
108	Te	Calaceite	Algar	31T	267470	4546257	305
109	Z	Nonaspe	Algar	31T	268826	4565073	139
110	Te	Valderrobres	Matarraña	31T	256550	4530829	437
111	Z	Maella	Matarraña	31T	259596	4555325	279
112	Z	Nonaspe	Matarraña	31T	269881	4565954	140
113	Z	Fayón	Matarraña	31T	274917	4569289	79
114	Z	Novillas	Ebro	30T	633666	4643866	202
118	Z	Pina de Ebro	Ebro	30T	705760	4596303	157
119	Z	Escatrón (aguas abajo)	Ebro	30T	723778	4575293	124
121	Te	El Vallecillo	Cabriel	30T	623555	4452953	1260
122	Te	Allepuz	Alfambra	30T	691064	4484963	1331
123	Te	Aguilar de Alfambra	Alfambra	30T	686392	4494640	1263
124	Te	Galve	Alfambra	30T	680011	4501492	1178

■ TABLA 6-1 (cont.)

Nº	Prov	Localidad	Corriente	Huso	X UTM	Y UTM	Altitud
126	Te	Camarena de la Sierra	Camarena	30T	666462	4447368	1143
127	Te	Villar del Cobo	Guadalaviar	30T	612787	4472110	1426
128	Te	Torres de Albarracín	Guadalaviar	30T	624251	4475862	1213
129	Te	Cella	Guadalaviar	30T	642604	4473911	1009
130	Te	El Cuervo	Ebrón	30T	642627	4446197	898
131	Te	Teruel	Turía	30T	659437	4467749	881
132	Te	Villaespesa	Turía	30T	659000	4462852	856
133	Te	Villel	Turía	30T	654452	4454985	823
133	Te	Villel	Turía	30T	654452	4454985	823
134	Te	Libros	Turía	30T	649686	4445524	755
135	Te	Castelvispal	Linares	30T	711377	4461441	1022
136	Te	Fuentes de Rubielos	Rodeche	30T	706974	4448258	745
137	Te	Albentosa	Albentosa	30T	689724	4441099	873
138	Te	Valbona	Mijares	30T	683626	4455491	1206
139	Te	Sarrión	Mijares	30T	690083	4447958	840
200	Hu	Noves	Lubierre	30T	695418	4718829	765
201	Hu	Las Tiesas Bajas	Estarrún	30T	692031	4719551	610
202	Hu	Aguastortas-Echo	Aragón-Subordán	30T	694629	4743195	171
203	Hu	Majones	Fago	30T	674244	4724661	600
204	Hu	Bailo	Vergenal	30T	679178	4708698	718
205	Hu	Bailo	Gabás	30T	681159	4703788	709
206	Hu	Ascara	Aragón	30T	692269	4714485	653
207	Z	Luesia	Arba de Luesia	30T	661006	4693108	700
208	Z	Rivas	Arba de Luesia	30T	654128	4669730	341
209	Hu	BalnearioPanticosa	Calderés	30T	726001	4737500	1640
210	Hu	Allué	Basa	30T	720856	4707597	809
211	Hu	Gillué	Guarga	30T	732612	4698642	775
212	Hu	Desvío a Artosilla	Guarga	30T	726336	4697932	825
213	Hu	Monrepos	Guarga	30T	715785	4698654	733
215	Hu	Aquillué	Matriz	30T	706601	4695334	659
216	Hu	Rasal	Garona	30T	698684	4694337	669
217	Hu	Lierta	Venia	30T	706695	4679439	612
218	Hu	Esquedas	Sotón	30T	701731	4678258	517
219	Hu	Lupiñén	Sotón	30T	701093	4670919	448
220	Hu	Quinzano	Riel	30T	697850	4678797	550
221	Hu	Los Corrales	Astún	30T	693919	4680125	571
222	Hu	Ayerbe	Seco	30T	690412	4683428	564
223	Hu	Sallent de Gállego	Culibillas	30T	710942	4738878	1858
224	Hu	Sallent de Gállego	Culibillas	30T	712749	4740202	1599
225	Hu	Sallent de Gállego	Arroyo ibón Culibillas	30T	712751	4739700	1745
226	Hu	Biescas	Arás	30T	718747	4721839	895
227	Hu	Centenero	Búbal	30T	693262	4700614	630
228	Hu	Javierrelatre	Moro	30T	700112	4699958	676
229	Hu	Bailo	Bagués	30T	680131	4707358	896
230	Hu	Sta María	Paternoy	30T	684231	4697133	598
231	Hu	Saiinas de Huesca	Asabón	30T	682167	4698047	604
232	Hu	Villalangua	Asabón	30T	681630	4698796	586
233	Z	Gurrea de Gállego	Tejar	30T	684157	4653488	320

■ TABLA 6-1 (cont.)

Nº	Prov	Localidad	Corriente	Huso	X UTM	Y UTM	Altitud
234	Hu	Oliván	Gállego	30T	719648	4717819	810
235	Hu	Hostal de Ipiés	Gállego	30T	714184	4702145	762
236	Hu	Lasieso	Guarda	30T	709421	4698897	661
237	Hu	Javierrelatre	Gotera	30T	703954	4698220	675
238	Hu	Anzánigo	Gállego	30T	693294	4697511	573
239	Hu	Sta Eulalia de Gállego	Gállego	30T	685459	4682664	419
240	Hu	Noales	Baliera	31T	307628	4703409	996
241	Hu	Caladrones	Guart	31T	293160	4662082	600
242	Hu	La Puebla de Roda	Isábena	31T	297615	4686394	724
243	Hu	Boltaña	Ferrera	31T	256914	4702835	860
244	Hu	Puente La Albarda	Vero	31T	257189	4682350	677
245	Hu	Santa María de Dulcis	Canal riego	31T	253310	4664790	408
246	Hu	Permisán	La Clamor	31T	257210	4650650	304
247	Hu	Bespén	La Sentif	30T	735236	4658945	394
248	Hu	Liesa	Rija	30T	729847	4669064	508
249	Hu	Ayera	Ayera	30T	723081	4673383	581
250	Hu	Alberuela de Tubo	del Flumen	30T	722785	4673188	581
251	Hu	Casbas de Huesca	Formiga	30T	738613	4670564	432
252	Hu	Ola	Botella	30T	723462	4665184	499
253	Hu	Argavieso	Botella	30T	724712	4659071	448
254	Hu	Sesa	Guatizalema	30T	728484	4653455	535
255	Hu	Venta de Ballerías	Guatizalema	30T	738384	4643541	315
256	Hu	Pertusa	Alcanadre	30T	737840	4654120	367
257	Hu	Peralta de Alcofer	Alcanadre	30T	738579	4644544	283
258	Hu	Huesca	Loreto (acequia de)	30T	710606	4667358	475
259	Hu	Vicién	Valdabra	30T	711931	4660233	399
260	Hu	Sangarrén	Acequia riego	30T	710398	4656105	345
261	Hu	Huesca	Cortes (acequia de)	30T	711881	4671333	512
262	Hu	Huesca	Isuela	30T	712700	4670902	517
263	Hu	Las Casas	Isuela	30T	714632	4660119	404
264	Hu	Pallaruelo de Monegros	Monclaver	30T	733720	4625127	250
265	Hu	Las Casas	Flumen	30T	716513	4660294	390
266	Hu	Torres de Barbués	Flumen	30T	713223	4647835	329
267	Hu	La Cartuja de Monegros	San Juan	30T	726769	4624061	307
268	Hu	Ontiñena	Alcanadre	31T	258028	4618173	171
269	Z	Bujaraloz	Canal drenaje	30T	737006	4597058	326
270	Hu	Alcolea del Cinca	Cinca	31T	261801	4623211	167
271	Hu	Enate	Ariño	31T	270498	4663428	332
272	Te	Aliaga	Campo	30T	698091	4507091	887
273	Te	Valderrobres	Acequia cerca r. Matarraña	31T	256680	4530695	450
274	Te	Libros	Acequia cerca de Libros	30T	649231	4445258	779
275	Te	Valbona	Valbona	30T	686085	4455411	949
276	Te	Sarrión	Acequia cerca río Mijares	30T	690093	4448003	845
277	Hu	Poleñino	Flumen	30T	723406	4638989	282

En las estaciones con numeración anterior a 200 también han sido muestreadas las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Las coordenadas UTM y la altitud han sido fijadas vía satélite mediante un GPS e-trex Garmin. La altitud se expresa en m s.n.m.

La localización de las estaciones puede consultarse en la tabla 6-1. Los muestreos se realizaron utilizando una manga entomológica. El tiempo de muestreo en cada estación fue variable, puesto que se intentaron capturar todas las especies de odonatos presentes como imágos en cada tramo.

Se redujo el número de los ejemplares retenidos con el fin de limitar el impacto sobre las poblaciones de las que se extraían. Por la misma razón, en el caso de especies en las que no puede existir confusión con otras de nuestra fauna y la identificación de *visu* no puede ofrecer dudas (p. ej., *Ischnura pumilio*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Chalcolestes viridis*, *Aeshna juncea*, *Aeshna cyanea*...) se soltaron la mayoría de los ejemplares recogidos una vez identificados en el campo. En aquellas especies que permiten una identificación certera sin necesidad de ser capturadas (p. ej., *Orthetrum cancellatum*, *Crocothemis erythraea*) se optó en ocasiones por no coger ejemplares. En todo caso, esto se indica en los individuos estudiados de cada especie.

Los ejemplares recogidos fueron introducidos en alcohol de 70° para su fijación y llevados al laboratorio para comprobar bajo el microscopio estereoscópico su identificación. En el laboratorio se reemplazó el líquido conservante para evitar el deterioro de las muestras. Los ejemplares fueron determinados hasta el nivel de especie o subespecie siguiendo fundamentalmente las claves recogidas en Conci & Nielsen (1956), Ocharan Larrondo (1987) y Askew (1988).

Los ejemplares recolectados han quedado depositados en la Colección de Artrópodos del Departamento de Biología de Organismos y Sistemas de la Universidad de Oviedo.

6.2.3. CATÁLOGO SISTEMÁTICO

Los resultados se expresan en forma de catálogo sistemático. Las familias y especies se han ordenado siguiendo las monografías actuales sobre el tema (p. ej., Askew, 2004) para facilitar su localización. Debido a las limitaciones de espacio del CES Aragón para la publicación de esta Tesis, se han suprimido de esta versión (estando en la original) las citas bibliográficas concretas que están recogidas en Torralba Burrial & Ocharan (2005b); sí que se han incluido las que fueron pasadas por alto en esa publicación y las posteriores. Por el mismo motivo se han eliminado los datos concretos de los individuos recogidos en cada estación, manteniéndose la información en ambos casos en los mapas de distribución. Esta información pormenorizada se encuentra publicada en Torralba Burrial & Ocharan (2008a,b, 2009).

Con el fin de realizar la exploración cartográfica de los datos, se ha generado un Sistema de Información Geográfico (SIG) sobre los odonatos de Aragón incluyendo tanto los provenientes de las referencias bibliográficas como los propios. Dicho SIG ha sido gestionado mediante el programa ArcView 3.1. En todos los mapas se ha empleado la misma simbología: las cuadrículas grises representan las citas bibliográficas (en una malla de 10x10km), los puntos negros el material estudiado (los puntos miden aproximadamente 5 km de diámetro, y están centrados sobre el tramo en el que fueron recolectados los individuos estudiados). No se incluyen en los mapas las referencias provinciales ni aquellas referidas a amplias zonas.

6.2.4. BIOGEOGRAFÍA

El análisis biogeográfico de cualquier fauna debe partir del conocimiento de las áreas de distribución de sus especies componentes, entendiendo como área de distribución de una especie el área donde ésta se reproduce de forma efectiva (Müller, 1974). La búsqueda de patrones repetitivos en esas áreas de distribución se puede considerar como el lenguaje básico de la biogeografía histórica (Morrone & Crisci, 1995).

Para el análisis biogeográfico seguiremos pues el procedimiento de asignar las especies a distintos tipos de elementos según su área de distribución. Se han seguido los tipos de elementos definidos por Ocharan (1988): holárticos, eurosiberianos, pónico-orientales, holomediterráneos, mediterráneo-occidentales, ibero-magrebíes y etiópicos. En los casos dudosos se han considerado los centros secundarios de dispersión que parecen indicar sus distribuciones actuales y la historia climática europea. Desde Ocharan (1988) se ha incrementando el número de especies citadas de la Península Ibérica, algunas de las cuales están presentes en Aragón; se asignan estas especies a dichos tipos de elementos.

El mejor conocimiento de las distribuciones de los odonatos que tenemos actualmente aconseja cambiar el carácter asignado a algunos taxones por dicho autor. En estos casos se discute el cambio efectuado. Se ha atendido especialmente a la información de distribución aportada por Davies & Tobin (1984, 1985), Tsuda (1991), Askew (2004) y Dijkstra & Lewington (2006), y a los criterios biogeográficos expuestos por Dumont (1991, 2003).

Este subapartado biogeográfico se ha publicado en Torralba Burrial & Ocharan (2007b), habiéndose reducido en esta versión por limitaciones de espacio.

6.3. Resultados y discusión

Mantenemos en este catálogo 59 especies de odonatos que han sido citadas de Aragón (24 zigópteros, 35 anisópteros). Otras cuatro especies se consideran errores de identificación y son eliminadas del catálogo, aunque consideramos posible la presencia de una de ellas, *Coenagrion pulchellum*.

6.3.1. CATÁLOGO DE LOS ODONATOS DE ARAGÓN

Suborden Zygoptera

Familia 1: Calopterygidae

Los calopterígidos están entre los zigópteros de mayor tamaño, y son los mayores de la Península Ibérica. Sus cuerpos presentan generalmente colores metálicos, y sus alas, no pecioladas, suelen presentar amplias áreas coloreadas en los machos. Precisamente esos patrones de coloración representan un papel central en los comportamientos de territorialidad y en el elaborado cortejo de las distintas especies de la familia. En Europa, y por tanto en la Península Ibérica y Aragón, están representados por un único género: *Calopteryx* Leach, 1815. Todas las especies del género se encuentran asociadas a aguas corrientes bien oxigenadas, si bien presentan distintas preferencias de hábitat según las especies y alguna se ha encontrado en lagos o charcas. En Aragón se hallan citadas las tres especies ibéricas de esta familia, todas ellas encontradas en este estudio.

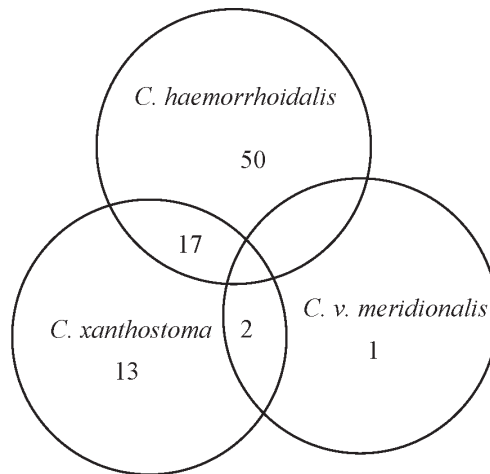
1. *Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758)

Taxón presente *Calopteryx virgo meridionalis* Selys, 1873

Daranas & Imbernón (1999) la citan del Bajo Cinca, lugar que no se corresponde con los requerimientos ecológicos de esta especie ni con las características del resto de localidades donde ha sido citada en Aragón. No citan ninguna otra especie de *Calopteryx* de la zona, aunque *C. haemorrhoidalis* es frecuente en lugares similares. Esto, unido a las peculiaridades metodológicas de ese trabajo (ver lo dicho para su cita de *I. elegans*), nos lleva a descartar la cita, al considerarla un error de determinación por confusión con otra especie cogenérica. Por los mismos motivos ecológicos, también tenemos dudas sobre la presencia de la especie en Onti-

FIGURA 6-5

Diagrama de conjuntos de los tramos en los que han sido localizados *C. haemorrhoidalis* (n=67), *C. xanthostoma* (n=32) y *C. v. meridionalis* (n=3) en la red fluvial aragonesa



ñaena. Preguntado el autor al respecto, indica que no puede confirmarla de manera irrefutable, ya que se trató de una identificación visual sin captura (D. Grand, comentario personal), y optamos por no cartografiarla.

Los ríos en los que la hemos encontrado son ríos de montaña (868-1710 m s.n.m.). No son ríos estrechos, siendo más ancho el Guadalaviar en Torres que el Osía en Jasa. El Guadalaviar presenta un mayor caudal y velocidad de la corriente. Tienen vegetación de ribera, que en el caso del Guadalaviar deja sombrías las orillas. El tercer tramo, en Aguastortas, es distinto, con una velocidad de la corriente muy lenta, y con numerosos meandros y brazos en avanzado proceso de colmatación. No se corresponde con el hábitat normal de la especie, pero no se puede descartar que el único individuo localizado proviniera de algún arroyo cercano.

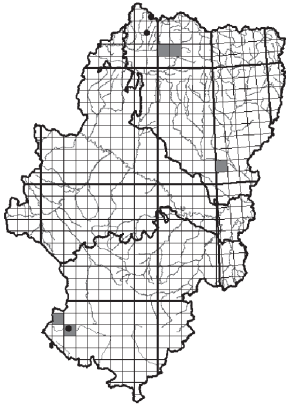
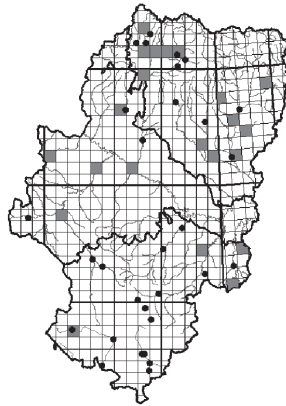
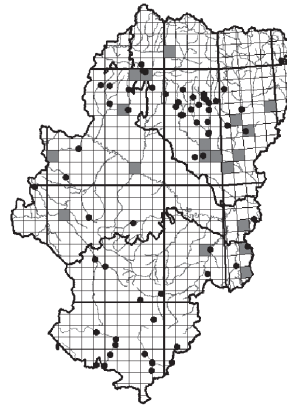
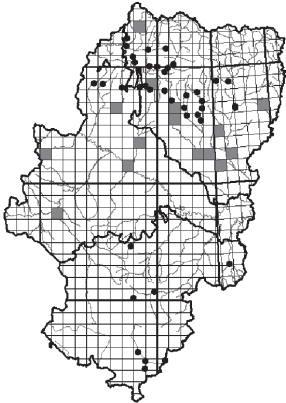
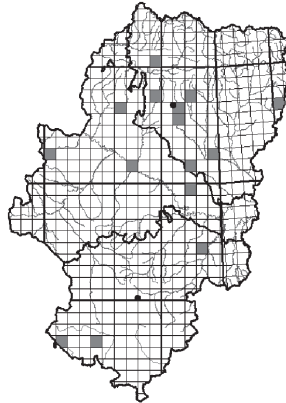
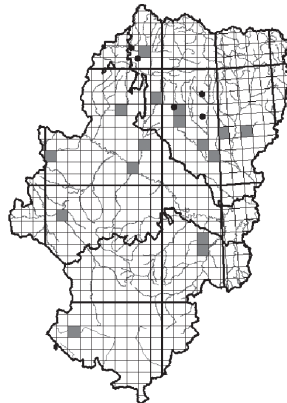
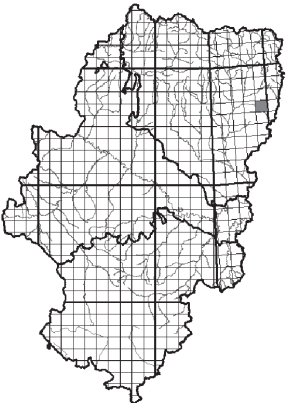
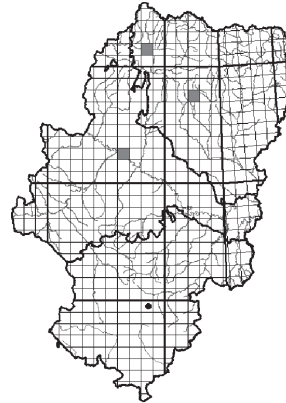
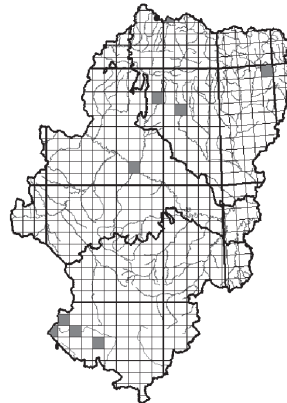
2. *Calopteryx xanthostoma* (Charpentier, 1825)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Arens de Lledó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b).

La referencia de Stalling & Schaulin a un macho de *C. splendens caprai* en Hecho no puede ser confirmada, ya que no consiguieron capturar dicho ejemplar y su indicación es que “parecía” *caprai*. Dadas la distribución de esta subespecie (que se limita a Italia y Córcega), y la falta de material que avale la cita, la debemos asignar a *C. xanthostoma*.

Es una especie relativamente abundante en la red fluvial aragonesa (figura 6-3), distribuyéndose de forma bastante más homogénea que *C. virgo*. Puede coexistir en algún punto con ella (de hecho, de los tres tramos en los que hemos encontrado a *C. virgo*, en dos coexistía con *C. xanthostoma*), aunque generalmente no aparece a gran altitud (rango 167-1331 m s.n.m.). Es bastante más habitual su coexistencia con *C. haemorrhoidalis*.

6.2 *Calopteryx virgo*6.3 *Calopteryx xanthostoma*6.4 *Calopteryx haemorrhoidalis*6.6 *Chalcolestes viridis*6.7 *Lestes barbarus*6.8 *Lestes virens*6.9 *Lestes macrostigma*6.10 *Lestes sponsa*6.11 *Lestes dryas*

3. *Calopteryx haemorrhoidalis* (Vander Linden, 1825)

HUESCA: Jaca (Liefstinck, 1966, como *C. h. occasi*), Puente la Reina (Navás, 1917), Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d),

TERUEL: Arens de Liedó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b).

Calopteryx haemorrhoidalis es el calopterígido más abundante en la red fluvial aragonesa (fig. 6-4), al igual que ocurre en la vecina Comunidad Valenciana (Baixeras *et al.*, 2006). Atendiendo a nuestros datos y a las referencias bibliográficas, en Aragón es sumamente frecuente en los ríos de las sierras prepirenaicas e ibéricas, aunque también se le encuentra en las zonas más bajas (fig. 6-4). El rango altitudinal donde lo hemos localizado va de 79 a 1331 m s.n.m. Le hemos encontrado presente en los mismos tramos que *C. xanthostoma* un número considerable de veces (fig. 6-5). En estos casos, lo habitual es que haya una población numerosa de una especie, y se encuentren mezclados con ella unos pocos individuos (1-3) de la otra especie.

Familia 2: Lestidae

Los léstidos presentan alas con celdas pentagonales. Se reproducen habitualmente en aguas estancadas (salvo las especies de *Chalcolestes*, que lo hacen también en corrientes). Están representados en Europa por nueve especies, siete de las cuales han sido citadas de la Península Ibérica y de Aragón. Los tres géneros en los que se agrupan se encuentran igualmente representados en Aragón. Las especies ibéricas presentan tamaños intermedios entre los calopterígidos y los coenagrionidos, y coloraciones metálicas de tonos verdes y bronce (*Lestes* spp., *Chalcolestes viridis*), o bien pardas (*Sympecma fusca*).

4. *Chalcolestes viridis* (Vander Linden, 1825)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a).

Es el léstido más habitual y abundante en los cursos fluviales aragoneses (también se encuentra frecuentemente en charcas y otros medios estancados), siendo común a partir de finales de julio. Suele presentar altas densidades, especialmente en el momento de la reproducción y la puesta en las ramas de arbustos y árboles (*Salix* spp. principalmente, pero también *Ulmus* sp.). Es muy frecuente, y con poblaciones importantes, en las sierras prepirenaicas, si bien también se han encontrado poblaciones en el sistema ibérico. Nuestros datos representan las primeras localidades citadas para la provincia de Teruel, ya que Benitez Morera (1950) no indica en 1950 en que material basa su cita provincial. Resulta además extraño que incluya en la distribución de la especie la provincia de Teruel y no la de Zaragoza, ya que habitualmente sigue las citas de Navás. Confirmamos además la presencia actual de la especie en Zaragoza, provincia en la que no había vuelto a ser citado desde el primer tercio del siglo pasado. El rango altitudinal en el que le hemos encontrado va desde 336 a 1206 m s.n.m. La distribución conocida de esta especie en Aragón se indica en la figura 6-6.

5. *Lestes barbarus* (Fabricius, 1798)

HUESCA: Puente de Montañana (Brändle & Rödel, 1994), Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a), provincial (Torralba Burrial & Ocharan, 2005h).

TERUEL: Bezas (Anselin & Martín, 1986), Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986), Rubiales (Anselin & Martín, 1986).

ZARAGOZA: Monegros (Farino & Lockwood, 2003).

Habita principalmente en aguas estancadas temporales, por lo que no es de extrañar su escasez entre las muestras estudiadas. Distribución aragonesa conocida en la fig. 6-7.

6. *Lestes virens* (Charpentier, 1825)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a), provincial (Torralba Burrial & Ocharan, 2005h).

Como su predecesora, se trata también de una especie típica de charcas temporales, aunque al haberla encontrado en un mayor número de localidades fluviales, y con poblaciones importantes en algún caso (Martes, Bastarás) no nos permite descartar su reproducción en estas localidades. En todo caso, se trataba de barrancos (204, 247), ríos con profundo estiaje y poca corriente en verano (57) o con brazos que reciben el agua del cauce principal de crecida en crecida (9). El rango altitudinal de los tramos donde localizamos esta especie está entre 394 y 718 m s.n.m. Su distribución conocida en Aragón se indica en la figura 6-8.

7. *Lestes macrostigma* (Eversmann, 1836)

La única indicación de la presencia de esta especie en Aragón la da Gil (1915), quien dice haber recogido un único macho en un pinar (no en un medio en el que se pudiera reproducir) (fig. 6-9). El resto de referencias están basadas en esa única cita, por lo que no existen pruebas de que mantenga poblaciones reproductoras. No lo hemos localizado en Aragón, aunque los hábitats descritos para la especie no son fluviales (Askew, 1988). Recientemente ha sido propuesta su catalogación en España como vulnerable (VU) (Ocharan *et al.*, 2006h).

8. *Lestes sponsa* (Hansemann, 1823)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

Se reproduce en aguas estancadas, por lo que no es inesperada la escasez de datos en este trabajo. Su distribución aragonesa conocida se indica en la figura 6-10.

9. *Lestes dryas* (Kirby, 1890)

TERUEL: Bezas (Anselin & Martín, 1986), Guadalaviar (Anselin & Martín, 1986), Rubiales (Anselin & Martín, 1986).

En cuanto a las citas de Navás y Benítez Morera, ver lo dicho para *L. sponsa* sobre la confusión entre ambas especies. Se reproduce en aguas estancadas. El tramo del Aragón-Subordán donde fue encontrado presenta numerosos meandros y brazos abandonados en proceso de colmatación o colmatados, así como una escasa velocidad de la corriente. Su altitud es de 1710 m. Se indica su distribución aragonesa en la figura 6-11.

10. *Sympecma fusca* (Vander Linden, 1820)

HUESCA: Bandaliés (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a), Ortila (Navás, 1927, como *S. aragoniensis*), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a).

TERUEL: Calaceite (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Monegros (Farino & Lockwood, 2003).

Navás (1927) describió *Sympecma aragoniensis* para referirse a dos ejemplares melánicos algo menores que los habituales, admitiendo con posterioridad que probablemente no se tratarían más que de una "variedad" de *S. fusca* (Lieftinck, en Compte Sart, 1975). Compte Sart (1975) confirmó mediante el estudio del holotipo que se trataba de una alteración individual sin especial valor sistemático.

S. fusca se puede reproducir tanto en aguas estancadas como en corrientes remansadas, habiendo observado cópulas en ambos tipos de medios en Aragón. La hemos encontrado entre

475 y 1331 m s.n.m. La mayoría de los tramos fluviales donde aparece son ríos o barrancos de escasa corriente. El río Flumen se aleja de esta descripción, pero hay que tener en cuenta que los imagos recién emergidos de esta especie se alejan a los pocos días del medio donde emergen, sin presentar filopatría en ningún grado (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a). Por esa razón, es posible que nos encontráramos ante individuos vagantes. Este comportamiento de dispersión, conjuntamente con su coloración parda, hace que la especie pase desapercibida, y por tanto subrepresentada su frecuencia real en las citas recogidas en la bibliografía. Su distribución conocida en Aragón se indica en la figura 6-12.

Familia 3: Platycnemididae

Los platycnemídidos se caracterizan por la dilatación de las tibias, al menos en los machos. Estas tibias dilatadas son empleadas en la comunicación intraespecífica. Se encuentran representados en Europa por tres especies pertenecientes a un solo género (*Platycnemis* Burmeister, 1839). Las tres especies se encuentran en la Península Ibérica, y las tres han sido citadas de Aragón, si bien sólo pueden considerarse como citas fiables en la región dos de ellas. Las especies de este género se encuentran asociadas a aguas corrientes, encontrándose más raramente en estancadas. La excepción es *P. pennipes*, que puede ser encontrada en lagos y charcas, y ésta es precisamente la especie sin citas fiables en Aragón.

11. *Platycnemis latipes* Rambur, 1842

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Aguilar de Alfambra (Torralba Burrial & Ocharan, 2005e), Arens de Lledó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b).

Esta es la especie de libélula más frecuente en la red fluvial aragonesa. La hemos encontrado en 83 tramos distribuidos por todo Aragón, es decir, un 45% de los muestreados. La especie no es sólo muy frecuente, sinno también muy abundante, con numerosas poblaciones formadas por cientos y miles de individuos. Se le puede encontrar en ríos grandes, medianos y pequeños, caudalosos o casi secos. Está presente en tramos con abundante bosque de ribera, y también en aquellos sin vegetación arbórea, acequias incluidas. En otras palabras, se le puede encontrar en todo tipo de aguas corrientes. No obstante, se ha indicado que las larvas prefieren las zonas donde la corriente no es muy fuerte (Heidemann & Seidenbusch, 2002) y hemos encontrado las mayores poblaciones en tramos con esa característica. El rango altitudinal al que la hemos encontrado va desde 79 a 1263 m s.n.m. Su distribución conocida en Aragón se indica en la fig. 6-13.

12. *Platycnemis acutipennis* (Selys, 1841)

TERUEL: Arens de Lledó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b), Valderrobres (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b).

En principio, puede existir un cierto riesgo de confusión entre las hembras y machos inmaduros de *P. latipes* con *P. acutipennis*. Las citas para esta última son muy escasas, lo que dificulta su valoración e interpretación. Llama la atención que Navás no la cite de Aragón, ni recoja en su sinopsis (1924) la cita de Gil, si bien es cierto que no proporciona una relación exhaustiva de citas para esta especie, indicando que es poco frecuente y bastante localizada. No la hemos encontrado en nuestros muestreos por Aragón, aunque es posible que su periodo de vuelo sea anterior a las campañas de muestreo realizadas (de julio a septiembre en su mayoría). Indicamos su distribución conocida en Aragón en la figura 6-14.

Familia 4: Coenagrionidae

Los coenagrionídeos son la familia de odonatos más diversificada, con poco más de mil especies, es decir, alrededor del 40% de las especies descritas del suborden Zygoptera (Schorr *et al.*, 2006). En Europa están representados por 24 especies agrupadas en siete géneros. Son los más pequeños de los odonatos europeos. En la Península Ibérica podemos encontrar 14 especies (6 géneros) de las cuales 12 se encuentran en Aragón. En ambos casos representan aproximadamente la mitad de las especies de zigópteros presentes.

13. *Pyrhosoma nymphula* (Sulzer, 1776)

TERUEL: Aguilar de Alfambra (Torralba Burrial & Ocharan, 2006c), Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986), Guadalaviar (Anselin & Martín, 1986), Valderrobres (Jödicke, 1996b).

Presenta una disminución de su abundancia de norte a sur tanto en Europa (Askew, 1988) como en la Península Ibérica (Ocharan Larrondo, 1987). En Aragón habita tanto en aguas corrientes como estancadas. Resulta algo sorprendente la cita de Navás (1905a) para Alcolea, única junto con la de Daranas & Imbernón situada a tan baja altitud, y que Navás no recoge en sus compilaciones posteriores; las mantenemos con dudas. La hemos localizado entre 336 y 1263 m s.n.m. Su distribución conocida en Aragón se indica en la fig. 6-15.

14. *Erythromma viridulum* (Charpentier, 1840)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

Sus larvas habitan aguas estancadas, y en esos medios ha sido encontrado en Aragón, siempre a una altitud baja, y tanto en la Depresión del Ebro como en los somontanos del Prepirineo. Por lo tanto, no resulta rara su ausencia en nuestros datos de aguas corrientes. Indicamos su distribución conocida en Aragón en la fig. 6-16.

15. *Erythromma lindenii* (Selys, 1840)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Arens de Lledó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b).

En Aragón esta especie habita tanto aguas estancadas como corrientes, siendo relativamente frecuente y abundante. Está presente tanto en pequeños cursos de agua (acequias como la localizada en Sarrión y barrancos como el Gabás) como en grandes ríos (p. ej., el Ebro). En la mayoría de los casos la hemos encontrado en tramos con corrientes lentas, o que tenían zonas remansadas o pozas. El rango altitudinal de los tramos en los que la hemos encontrado ha sido 139-845 m s.n.m. Su distribución en Aragón se cartografía en la fig. 6-17.

16. *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1825)

TERUEL: Aguilar de Alfambra (Torralba Burrial & Ocharan, 2005e), Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986).

ZARAGOZA: Belmonte de Calatayud (Torralba Burrial & Ocharan, 2006e), Cetina (Torralba Burrial & Ocharan, 2006e), Codos (Torralba Burrial & Ocharan, 2006e), Magallón (Torralba Burrial & Ocharan, 2006e).

Las citas de Navás para las distintas especies de *Coenagrion* no pueden ser valoradas como correctas sin examinar el material original (ver Torralba Burrial & Ocharan, 2005b). Rango altitudinal de nuestros datos 219-1426 m. Distribución aragonesa conocida en fig. 6-18.

17. *Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

Por lo dicho para *Coenagrion mercuriale*, no podemos considerar como correctas las citas de Navás y de Gil sin que se revise antes el material original. Las incluimos en su provincia correspondiente, aunque no son cartografiadas. La cita provincial de Benítez Morera (1950), sin indicación de material ni bibliografía en la que se basa, tampoco puede ser considerada una prueba de la presencia de la especie en la provincia de Zaragoza.

Habita generalmente aguas estancadas, aunque también puede encontrarse en aquellas con una ligera corriente (Askew, 1988). Las citas en Aragón son muy escasas, y sólo puede considerarse confirmada su presencia en la provincia de Huesca. En parte de Europa sus poblaciones presentan un fuerte declive (Tol & Verdonk, 1988), y recientemente ha sido propuesta su catalogación como vulnerable (VU) en España (Ocharan *et al.*, 2006b). El único punto en el que la hemos encontrado era un río grande con numerosos brazos anastomosados, a 336 m s.n.m. Cartografiamos su distribución conocida en Aragón en la figura 6-19.

18. *Coenagrion caerulescens* (Fonscolombe, 1838)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Arens de Liedó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b), Valderrobres (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b).

Por lo dicho para *Coenagrion mercuriale*, no podemos considerar como correctas las citas de Navás; las incluimos en su provincia correspondiente sin cartografiarlas. Nuestros datos confirman la presencia de la especie en Zaragoza, provincia de dónde sólo se disponía de las cuestionadas citas de Navás. Habita las aguas corrientes y, a tenor de estos datos parece ser una especie relativamente común en Aragón, al igual que ocurre en la cercana Comunidad Valenciana (Baixeras *et al.*, 2006). De hecho, es la especie del género *Coenagrion* que hemos encontrado en un mayor número de tramos (27) (figura 6-20). No obstante, en otras regiones peninsulares parece ser mucho más rara (Extremadura: Pérez-Bote *et al.*, 2006; Asturias: Ocharan Larrondo *et al.*, 2007) o estar ausente (Galicia: Azpillicueta Amorín *et al.*, 2007) y recientemente ha sido propuesta su catalogación como vulnerable (VU) en España (Ocharan *et al.*, 2006c), misma categoría que ya tiene en Extremadura. En Castilla-La Mancha está catalogada como especie “de interés especial”.

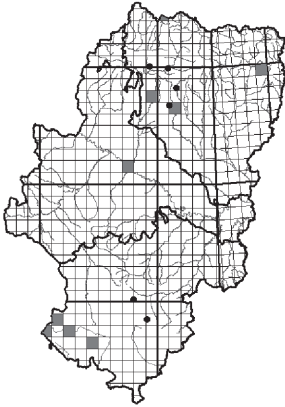
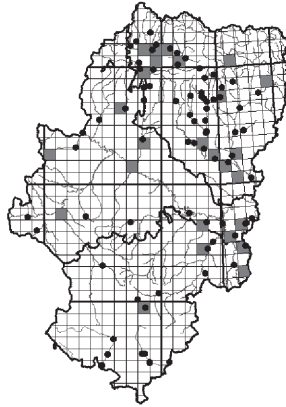
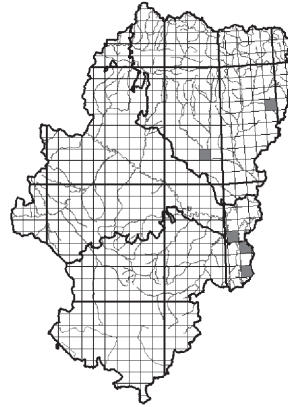
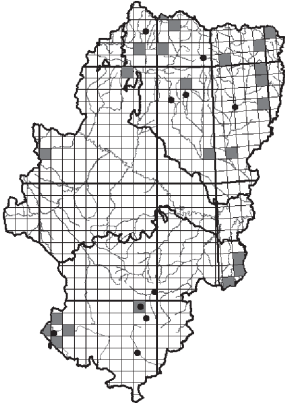
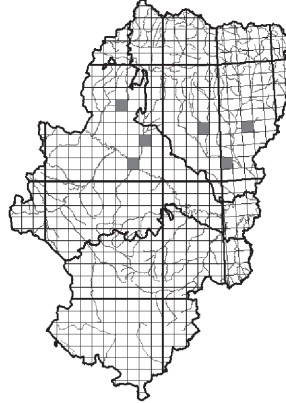
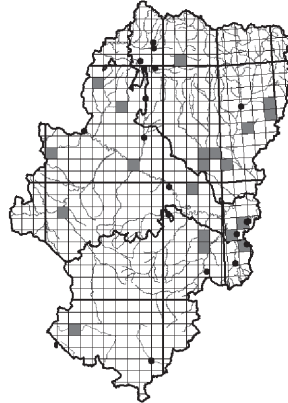
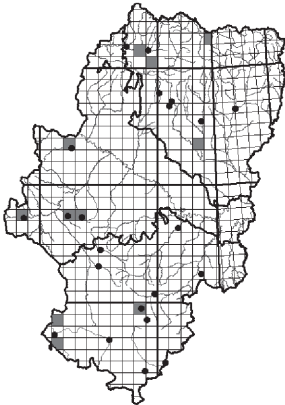
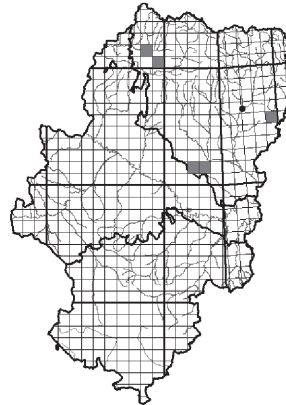
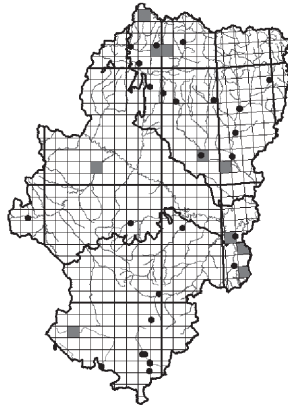
19. *Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)

HUESCA: Martes (Torralba Burrial & Ocharan, 2006b), Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986).

De Asso (1784) cita esta especie de las provincias de Huesca y Zaragoza, pero la descripción que da de la misma no permite diferenciarla del resto de especies del género *Coenagrion* (ni en realidad tampoco de *Erythromma* spp. o de *Enallagma cyathigerum*), algo normal teniendo en cuenta que fueron descritas con posterioridad. Por lo dicho para *Coenagrion mercuriale*, hasta que no se examine el material original no se pueden considerar correctas las citas de Navás para Teruel.

Se encuentra mayormente en aguas estancadas pero también en corrientes (Askew, 1988, Dijkstra & Lewington, 2006), aunque nuestras citas en estas últimas son escasas. Las citas bibliográficas y nuestros propios datos indican su presencia en los valles de zonas montañosas (pie del Pirineo y Sistema Ibérico). Tan solo hemos encontrado una población con nume-

6.12 *Sympecma fusca*6.13 *Platycnemis latipes*6.14 *Platycnemis acutipennis*6.15 *Pyrrhosoma nymphula*6.16 *Erythromma viridulum*6.17 *Erythromma lindenii*6.18 *Coenagrion mercuriale*6.19 *Coenagrion scitulum*6.20 *Coenagrion caerulescens*

rosos individuos en un tramo fluvial (río Aragón en Martes); aquí existe un brazo semiabandonado que recibe el agua de las crecidas del río y tal vez permita la vida de las larvas. En este tramo se encontraron varias exuvias del género *Coenagrion* que no pudieron ser identificadas hasta especie. El rango altitudinal al que lo hemos encontrado ha sido 543-1426 m s.n.m. La distribución conocida de esta especie en Aragón es indicada en la figura 6-21.

20. *Enallagma cyathigerum* (Charpentier, 1840)

HUESCA: Sallent de Gállego (Torralba Burrial & Ocharan, 2005g), Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986), Bezas (Anselin & Martín, 1986).

Se desarrolla tanto en aguas estancadas como corrientes, aunque el número de citas en Aragón es mayor en el caso de las estancadas. La hemos encontrado en tres puntos situados entre 475 y 1745 m s.n.m. Su distribución aragonesa conocida se indica en la figura 6-22.

21. *Ischnura pumilio* (Charpentier, 1825)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a).

TERUEL: Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986), Guadalaviar (Anselin & Martín, 1986).

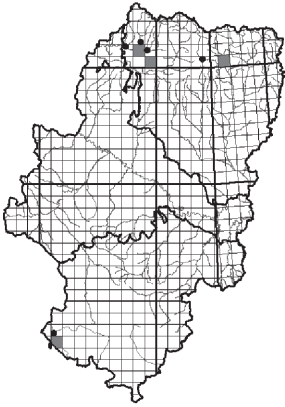
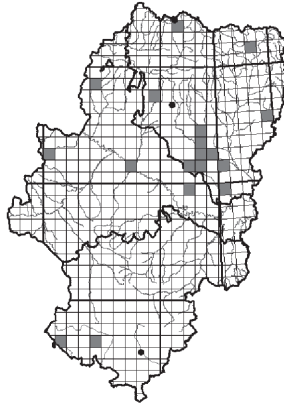
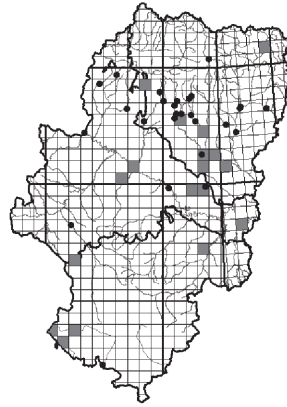
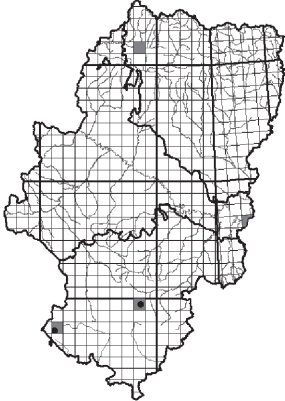
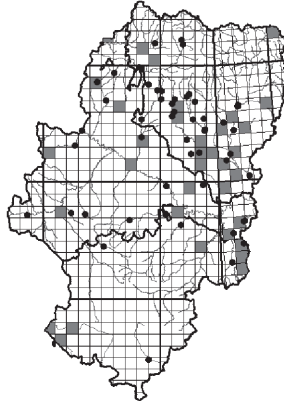
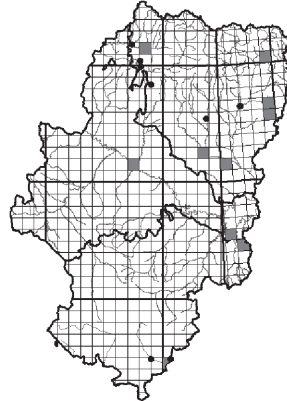
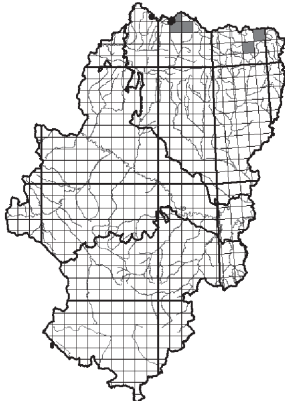
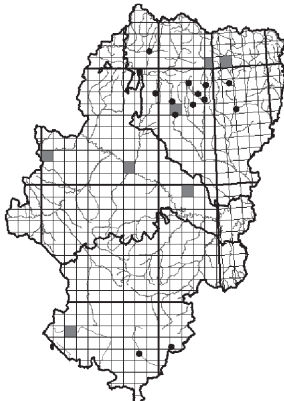
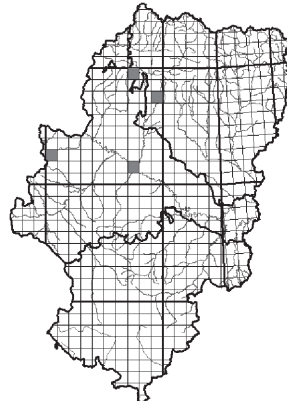
Las citas bibliográficas y los datos propios indican que en Aragón se encuentra tanto en aguas estancadas como corrientes, pudiendo formar poblaciones muy numerosas. Las citas bibliográficas en Aragón son relativamente escasas. Suele coexistir con otras especies de *Ischnura*: en Aragón, en la mayoría (74%) de los tramos donde la hemos encontrado coexiste con *I. graellsii*. Esto, unido a que habitualmente presenta abundancias menores que la especie con la que convive, puede haber provocado que pase desapercibida en muestreos generales, siendo probablemente más frecuente en la Península Ibérica de lo que las citas bibliográficas sugieren. El rango altitudinal que hemos encontrado va de 157 a 779 m s.n.m. Se cartografió su distribución conocida en Aragón en la figura 6-23.

22. *Ischnura elegans* (Vander Linden, 1829)

ZARAGOZA: Fayón (Torralba Burrial & Ocharan, 2006e).

Existe una gran similitud entre esta especie y la siguiente (*I. graellsii*), con la que incluso se dan casos de hibridación (Jödicke, 1996b; Monetti *et al.*, 2002). El hecho de que *I. graellsii* sea un endemismo ibérico-magrebí ha propiciado los errores de determinación, especialmente por parte de odonatólogos que no estaban habituados a esta segunda especie. Así, Michael Schaub (com. pers.) indica que sus identificaciones de *visu* de esta especie en Jödicke (1996a) son erróneas, ya que todos los ejemplares que sí recolectó resultaron ser de *I. graellsii*. De Knijf la cita igualmente de *visu* en esa obra. La cita provincial para Zaragoza de Benítez Morera (1950) no lleva ninguna indicación de en qué material se basa, ni hace referencia a dónde fue recogido. La de Compte Sart (1965) simplemente recoge la de Benítez Morera (1950).

Daranas & Imbernón (1999) citan esta especie del Bajo Cinca. Sin embargo, el hecho de que afirmen que 'como es costumbre por los autores, no se ha recolectado ningún ser vivo', el que la única bibliografía usada sea una guía de campo de insectos, otra de insectos y arácnidos, la de odonatos de D'Aguilar *et al.* (1987) y la monografía de Benítez Morera (1950), el que indiquen que esta especie 'muestra una ubicuidad casi total allí donde haya agua' y el que no citen a la sí abundante y ubicua en la zona *I. graellsii*, nos lleva a pensar que también se trata de un error de identificación con esta última especie (esto no indica que la especie no pueda vivir en la zona, simplemente que el trabajo citado no es una fuente fiable para probarlo).

6.21 *Coenagrion puella*6.22 *Enallagma cyathigerum*6.23 *Ischnura pumilio*6.24 *Ischnura elegans*6.25 *Ischnura graellsii*6.26 *Ceriagrion tenellum*6.27 *Aeshna juncea*6.28 *Aeshna mixta*6.29 *Aeshna affinis*

La cita de Anselin & Ferreras Romero (1987), contrariamente a lo indicado en esa publicación, está basada en identificaciones de *visu*, y los ejemplares no fueron recogidos ni fotografiados (A. Anselin, comentario personal). La provincial de Huesca de Vasco Ortiz (1998) está basada en la de Anselin & Ferreras Romero (1987). Nuestros datos indican que su presencia en territorio aragonés es muy localizada (fig. 6-24). El rango altitudinal al que la hemos detectado en los ríos ha sido 1263-1426 m s.n.m., aunque no obstante en el embalse de Ribarroja se encuentra a menos de 100 m de altitud.

23. *Ischnura graellsii* (Rambur, 1842)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a).

TERUEL: Arens de Lledó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b), Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986), Guadalaviar (Anselin & Martín, 1986), Valderrobres (Jödicke, 1996b).

Sumamente abundante y ubicua, se la encuentra tanto en aguas estancadas como corrientes, pudiendo formar poblaciones grandes en todas ellas. El rango altitudinal 135-1064 m s.n.m. Cartografiamos su distribución conocida en Aragón en la figura 6-25.

24. *Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Calaceite (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b).

En Aragón se encuentra tanto en aguas estancadas como corrientes; sin embargo, las citas son escasas, con mayor presencia en Huesca (figura 6-26). Rango altitudinal de 332 a 845 m s.n.m.

Suborden ANISOPTERA

Familia 5: Aeshnidae

Los ésnidos son libélulas grandes y de vuelo potente. En la mayoría de las especies ibéricas, los machos presentan coloraciones azuladas o con partes azules. En Europa se ha constatado la reproducción de 19 especies agrupadas en siete géneros, de las cuales 10 han sido citadas en la Península Ibérica y en Aragón. Siete de ellas han sido localizadas en este estudio.

25. *Aeshna juncea* (Linnaeus, 1758)

HUESCA: Panticosa (Torralba Burrial & Ocharan, 2005f), Sallent de Gállego (Torralba Burrial & Ocharan, 2005g).

Se trata de una especie propia de aguas estancadas. Por su distribución reducida y muy fragmentada en la Península Ibérica ha sido propuesta para ser catalogada como vulnerable (VU) en España (Ocharan *et al.*, 2006d). En Aragón es una especie típica de los lagos y turberas de alta montaña pirenaica, en los que, según nuestras observaciones, puede llegar a ser el odonato más abundante en julio. En los Pirineos, sin duda, debe ser más frecuente de lo que indican sus escasas citas (fig.6-27). Es muy posible que también habite en zonas turbosas altas del Sistema Ibérico, ya que ha sido capturada en el norte de esta cordillera, fuera de territorio aragonés (Ocharan Larrondo, 1987; Anselin & Hoste, 1996). El rango altitudinal al que la hemos observado en cursos fluviales ha sido 1710-1858 m s.n.m. Dado el tipo de hábitat descrito, es normal su escasa presencia en los cursos fluviales.

26. *Aeshna mixta* Latreille, 1805

Se la puede observar tanto en aguas estancadas como corrientes, en ocasiones formando bandadas relativamente numerosas. Se ha indicado el desarrollo de larvas tanto en aguas estancadas como ligeramente corrientes (Heidemann & Seidenbusch, 2002). En el sur de la Península Ibérica se ha estudiado su ciclo vital en aguas estancadas (Muñoz-Pozo & Ferreras-Romero, 1996). Nuestras citas de Teruel son las primeras en 100 años para esta especie en la provincia. Rango altitudinal al que la hemos observado en ríos: 336-1206 m s.n.m. Su distribución aragonesa se cartografía en la figura 6-28.

27. *Aeshna affinis* Vander Linden, 1820

Se ha indicado su reproducción en medios estancados (Askew, 1988) especialmente aquellos temporales con abundante vegetación (Dijkstra & Lewington, 2006) y ocasionalmente en aguas corrientes (Heidemann & Seidenbusch, 2002). Sin embargo, en la Península Ibérica no se han localizado poblaciones propiamente dichas de esta especie, sino sólo individuos aislados, por lo que no se puede caracterizar los medios preferidos en la zona. La única población numerosa encontrada en España lo ha sido en un canal prácticamente estancado con abundante vegetación en las islas Baleares (Ocharan, 1987).

En cuanto a las citas aragonesas, Daranas & Imbernón (1999) la señalan del Bajo Cinca, pero el hecho de que la determinaran de *visu*, sin recolectar material (ver lo dicho para su cita de *Ischnura elegans*), y su gran similitud con la más abundante *A. mixta* (a la que no citan de la zona), nos impiden de nuevo considerar como válida esta cita. Las únicas referencias que incluyen localidades para la especie en Aragón pertenecen a Navás, y datan del primer tercio del siglo pasado. Su distribución en Aragón es cartografiada en la figura 6-29.

28. *Aeshna cyanea* (Müller, 1764)

HUESCA: Panticosa (Torralba Burrial & Ocharan, 2005f).

Es propia de aguas estancadas de casi cualquier tamaño, llanuras de inundación y corrientes lentas, aunque los adultos pueden encontrarse en la mayoría de las corrientes. De hecho, en el sur de la Península Ibérica las únicas poblaciones conocidas se localizan en arroyos permanentes (Ferreras-Romero & Puchol Caballero, 1995).

En ríos, la hemos encontrado entre 336 y 1640 m s.n.m. Parece ser relativamente común en las aguas estancadas y corrientes a principios del otoño, por lo menos en la provincia de Huesca. Nuestros datos confirman la presencia actual de la especie en las provincias de Teruel y Zaragoza, de donde no había sido citada desde principios del siglo pasado. Cartografiamos su distribución aragonesa en la figura 6-30.

29. *Anaciaeschna isoceles* (Müller, 1767)

Las citas ibéricas de esta especie son sumamente escasas. Aunque sus larvas pueden habitar aguas corriente en el sur, lo habitual es que se encuentren en pequeños lagos, charcas, terrenos pantanosos con abundante vegetación y a baja altitud (Askew, 2004; Dijkstra & Lewington, 2006). La única cita aragonesa en la que se indica el medio en el que fue capturada es de las lagunas de Estaña (Grand, 1994), y no la hemos encontrado en aguas corrientes en Aragón. Su distribución aragonesa conocida es cartografiada en la figura 6-31.

30. *Anax imperator* Leach, 1815

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a).

TERUEL: Arens de Lledó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b).

Se trata de una especie ampliamente distribuida por Aragón (fig. 6-32). Habitualmente se indica que está asociada a aguas estancadas (Askew, 1988; Dijkstra & Lewington, 2006), aunque se la puede encontrar también en aguas corrientes lentas o temporales (Ferrerías Romero & Puchol Caballero, 1984; Ocharan Larrondo, 1987; Heidemann & Seidenbusch, 2002). Si bien la presencia de adultos no implica que la especie se reproduzca en un medio (ni aún en el caso de observar cópulas u ovoposiciones), la presencia de exuvias no deja lugar a dudas sobre este respecto. La hemos encontrado en ríos entre los 275 y los 1263 m s.n.m.

31. *Anax parthenope* (Selys, 1839)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Calaceite (Jödicke, 1996b).

Mucho más rara que la especie anterior, los individuos que hemos hallado en aguas corrientes pueden considerarse vagantes. En el río Asabón formaba bandadas de cientos de individuos (junto con *H. ephippiger*) que se encontraban cazando siguiendo el curso del río en ese momento. En todo caso, sí que se ha indicado su desarrollo en aguas ligeramente corrientes (Heidemann & Seidenbusch, 2002). Distribución aragonesa en fig. 6-33.

32. *Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839)

Hemianax ephippiger es una especie de zonas áridas en África, oriente medio y sudoeste de Asia hasta Paquistán (Askew, 1988). Se ha constatado su reproducción en la parte mediterránea de Europa, e incluso en Alemania y Suiza (Heidemann & Seidenbusch, 2002), aunque se desconoce lo que ocurre con los imagos emergidos, si forman poblaciones estables o son renovadas con migraciones anuales.

Las únicas referencias originales en Aragón (Navás, 1906b; Muñoz Pozo & Blasco Zumeta, 1996) se refieren a la provincia de Zaragoza; el resto (Navás, 1924; Benítez Morera, 1950; Compte Sart, 1965; Vasco Ortiz, 1998; Blasco Zumeta & Pedrocchi Renault, 1998) están basadas en ellas. Vasco Ortiz (1998) la incluye en su listado de las libélulas de Huesca, pero en el texto se limita a indicar su presencia en España y su carácter migrador.

El 18 de agosto de 2003 localizamos una bandada de ésnidos en el río Asabón en Salinas de Huesca. Sus citas en Aragón se cartografían en la fig. 6-34.

33. *Brachytron pratense* (Müller, 1764)

Todas las referencias a esta especie en Aragón lo han sido con el nombre de *Brachytron hafniense*. Navás (1924) dice que sólo ha visto esta especie de Zaragoza y Cataluña, y ésta es la única referencia original a la especie en Aragón, puesto que el resto se basan en ella. Los ejemplares que respaldan estas citas de Navás se encuentran en el Museo de Zoología de Barcelona (Ricardo Martín, com. pers.). Al no indicarse la localidad, no se incluye mapa de esta especie. Estas referencias han sido pasadas por alto en el reciente Libro Rojo, donde se ha propuesto su catalogación como especie en peligro (EN) (Ocharan *et al.*, 2006e). Se desarrolla en aguas estancadas con una rica comunidad vegetal (Perrin, 1999). Resulta necesario valorar si existen en la actualidad poblaciones de esta especie en territorio aragonés.

34. *Boyeria irene* (Fonscolombe, 1838)

En Martínez López *et al.* (1991) se identifican las larvas únicamente como *Boyeria*, pero dado que sólo hay una especie de este género en Europa continental (en Creta habita *B. cretensis*) asignamos todas sus citas a *B. irene*. Esta especie se encuentra ampliamente distribuida por la red fluvial aragonesa, siendo muy abundante en las sierras prepirenaicas y en algunos ríos del sistema ibérico turolense (fig. 6-35). Llama la atención la escasez de citas para gran parte de

la provincia de Zaragoza, de donde no había sido citada desde principios del siglo pasado hasta nuestros datos (los cuales se sitúan en el Prepirineo, en la parte alta de la cuenca del Arba). El rango altitudinal al que la hemos encontrado va desde los 367 a los 1426 m s.n.m.

Familia 6. Gomphidae

Los gónfidos europeos son libélulas con los ojos ampliamente separados y con coloración que combina el negro con el amarillo (o colores muy pálidos). Están representados en Europa por 12 especies repartidas en cinco géneros. En la Península Ibérica habitan nueve de ellas, cinco de las cuales han sido citadas de Aragón. En este trabajo hemos estudiado individuos de cuatro especies.

35. *Gomphus simillimus* Selys, 1840

Se desarrolla en aguas corrientes. La escasez de citas de esta especie (y de individuos recolectados en este trabajo) puede deberse en parte a la fenología primaveral de la especie y esto puede aplicarse también a todo el género. Ha sido propuesta su catalogación como vulnerable (VU) en España (Ocharan *et al.*, 2006f). Sería necesaria una valoración de sus poblaciones en Aragón con muestreos en el periodo apropiado. El macho capturado en Teruel indica su presencia actual en la provincia, pero falta confirmar su presencia en Zaragoza. Cartografiamos su distribución conocida en Aragón en la figura 6-36.

36. *Gomphus pulchellus* Selys, 1840

Se desarrolla en aguas estancadas o de corrientes lentas (Heidemann & Seidenbusch, 2002). La cita de Pérez Murciano *et al.* (1986) debería considerarse con muchísima cautela: está basada en una larva, es el único gónfido indicado en la parte aragonesa, y existen dudas más que razonables sobre la identificación de otra larva en dicho trabajo (ver *C. bidentata*). Por ello optamos por no cartografiar la cita. Su presencia Teruel y Zaragoza (única cita de Navás) necesita confirmación. Su distribución conocida en Aragón se indica en la fig. 6-37.

37. *Onychogomphus forcipatus* (Linnaeus, 1758)

Taxón presente *Onychogomphus forcipatus unguiculatus* (Vander Linden, 1820).

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

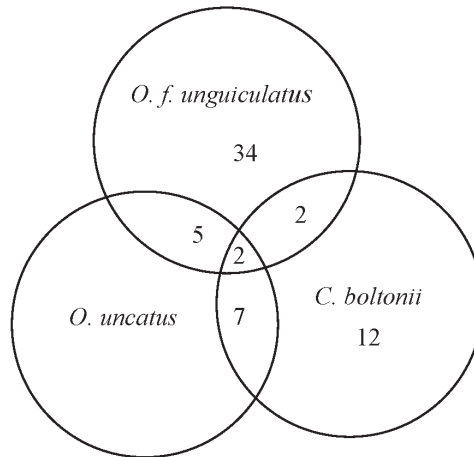
TERUEL: Arens de Lledó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b).

Especie ampliamente distribuida por la red fluvial aragonesa (fig. 6-38), siendo el gónfido que con mayor frecuencia hemos encontrado (43 localidades, si bien la gran mayoría lo han sido en la provincia de Huesca). Lo hemos encontrado entre los 139 y los 1206 m s.n.m. Suhling (2001) indica, tras estudios de laboratorio, que la predación intragremial por parte de *Cordulegaster boltonii* puede afectar a la distribución de esta especie. Esta hipótesis está respaldada por estudios de campo en el sur de Francia donde *O. f. unguiculatus* no coexiste con *C. boltonii* en los tramos donde este último es abundante, mientras que la presencia de *C. boltonii* no parece afectar a *O. uncatatus* (Suhling, 2001). Nuestros datos indican que, en Aragón, el solapamiento entre *O. f. unguiculatus* y *C. boltonii* es muy bajo (17% de los tramos habitados por la especie menos abundante), mientras que es mucho mayor entre *O. f. unguiculatus* y *O. uncatatus* (50% de los tramos habitados por la especie menos abundante) y entre *O. uncatatus* y *C. boltonii* (64% de los tramos habitados por la especie menos abundante) (fig. 6-39), aunque no es posible valorar el motivo.

FIGURA 6-39

Diagrama de conjuntos de los tramos en los que han sido localizados *O. f. unguiculatus* (n=43), *O. uncatatus* (n=14) y *C. boltonii* (n=23) en la red fluvial aragonesa



38. *Onychogomphus uncatatus* (Charpentier, 1840)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

También se desarrolla en aguas corrientes, aunque según nuestros datos esta especie es mucho menos común en Aragón que la precedente (fig. 6-41). Queda confirmada su presencia en las provincias de Teruel y Zaragoza, cuyas últimas citas databan del primer tercio del siglo pasado. La hemos encontrado entre los 397 y los 1132 m s.n.m. En todos los tramos donde se ha encontrado convive con *Onychogomphus forcipatus* o/y con *Cordulegaster boltonii*. Recientemente ha sido propuesta su catalogación como vulnerable (VU) en la Península Ibérica (Ocharan *et al.*, 2006g).

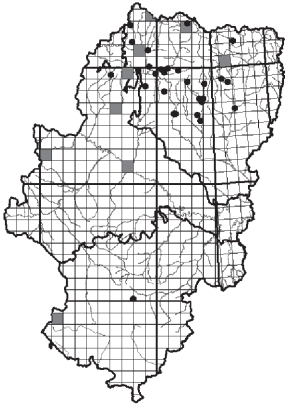
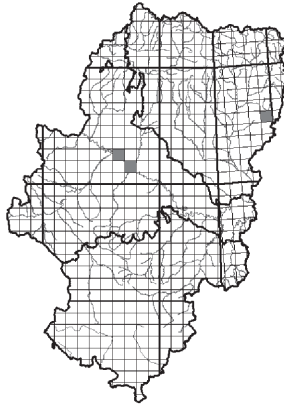
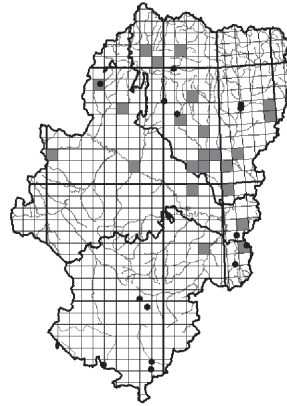
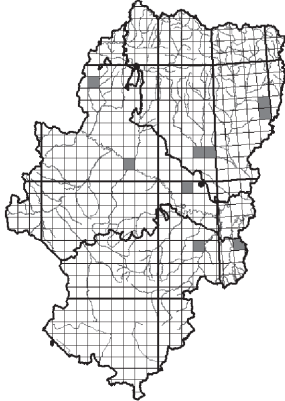
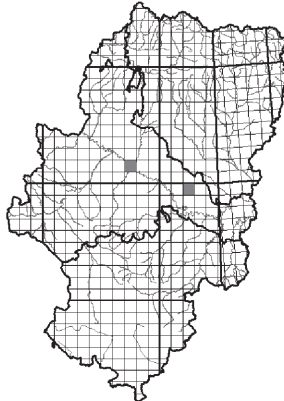
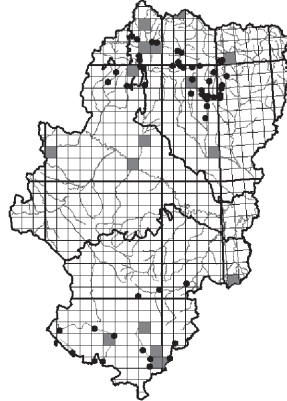
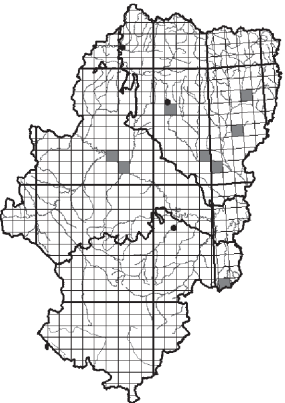
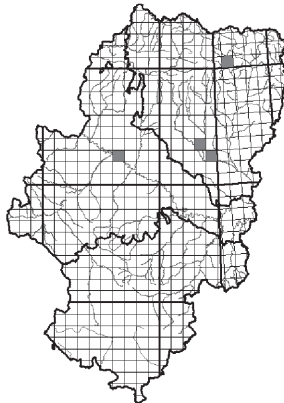
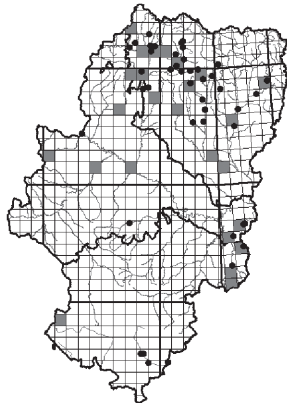
39. *Onychogomphus costae* Selys, 1885

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

Se desarrolla en aguas corrientes. Las citas aragonesas son relativamente escasas, y más aún nuestros datos (fig. 6-41). No obstante, es posible que su coloración y comportamiento influyan en su detectabilidad, haciéndola pasar desapercibida en muchos casos. Sería conveniente valorar el estado de sus poblaciones en Aragón. Los tres puntos en los que lo hemos encontrado están entre los 336 y los 419 m s.n.m., y en todos ellos convivía con *Onychogomphus forcipatus*. Se trata de ríos anchos, con orillas en parte con cantos y con zonas arenosas, y con vegetación arbustiva cercana. Precisamente en este tipo de hábitats con zonas arenosas es donde su coloración se vuelve más críptica.

Familia 7: Cordulegastridae

Los cordulegástridos son libélulas de gran tamaño, con el cuerpo negro (o marrón oscuro) y amarillo, sin marcas azules, verdes o rojas. Están representados en Europa por siete especies, todas dentro del género *Cordulegaster* Leach, 1815. En la Península Ibérica y en Aragón se

6.30 *Aeshna cyanea*6.31 *Anaciaeschna isosceles*6.32 *Anax imperator*6.33 *Anax parthenope*6.34 *Hemianax ephippiger*6.35 *Boyeria irene*6.36 *Gomphus similimus*6.37 *Gomphus pulchellus*6.38 *Onychogomphus forcipatus*

encuentran presentes dos especies, ambas asociadas a aguas corrientes. Hemos localizado una de ellas en este estudio.

40. *Cordulegaster boltonii* (Donovan, 1807)

Hemos asignado las citas genéricas en Teruel a esta especie debido a que la distribución de la otra especie de la familia en la Península Ibérica, *C. bidentata*, parece limitada al Pirineo, y a que el material del que disponemos avala la presencia de *C. boltonii* en esas cuadrículas. En el sur de la Península Ibérica se ha estudiado su ciclo vital en ríos de montaña (Ferrerías-Romero & Corbet, 1999). Ampliamente distribuida por Aragón (fig. 6-42), encontrándose en ríos no muy grandes de zonas montañosas (nuestro rango altitudinal: 139-1331).

41. *Cordulegaster bidentata* Selys, 1843

Según las citas existentes en Aragón (fig. 6-43) parece estar asociada a pequeños arroyuelos, más bien regatos, en zonas muy montañosas, es decir, en unas condiciones muy concretas. Estudios larvarios en Austria también indican su preferencia por los arroyos de primer orden, cerca de las cabeceras (Lang *et al.*, 2001). Existe una cita para la provincia de Teruel, en Guadalaviar, basada en una larva (Pérez Murciano *et al.*, 1998). Lo extraño de esta localización, tan alejada de los Pirineos, donde se encuentran las únicas localidades conocidas de la especie en la Península Ibérica, junto al hecho de que se trate de una única larva, nos llevan a considerarla como sumamente dudosa, probablemente debida a una confusión con *C. boltonii*. Ver lo dicho al tratar de *G. pulchellus* sobre este trabajo. Ha sido propuesta su catalogación como vulnerable (VU) en España (Ocharan *et al.*, 2006) y debería evaluarse su situación en Aragón.

Familia 8: Corduliidae

Representados en Europa por nueve especies (cinco géneros), de las cuales tres (de tres géneros) han sido citadas de la Península Ibérica. En Aragón sólo se ha encontrado una especie.

42. *Oxygastra curtisii* (Dale, 1834)

TERUEL: Arens de Liedó (Jödicke, 1996b), Valderrobres (Jödicke, 1996b).

Especie asociada a aguas corrientes, y aparentemente muy rara. Las únicas citas para la zona son del río Algar, río que conforma el límite provincial con Tarragona, y están situadas en la misma cuadrícula UTM 10x10 y fecha (fig. 6-44). La localización de esta especie se ve dificultada por su biología: su período de vuelo es primaveral, muy temprano.

Se ha propuesto su catalogación como especie en peligro (EN) en España (Ocharan *et al.*, 2006); actualmente está catalogada como sensible a la alteración de su hábitat. En Aragón está catalogada como especie de interés especial, al igual que en Extremadura. Parece que el nivel de amenaza es mayor hacia Centroeuropa y márgenes de distribución (Dommanget, 1996).

Familia 9: Libellulidae

Son la familia de anisópteros más diversificada, ya que en ella se incluyen casi mil especies, un tercio de las descritas del suborden (Schorr *et al.*, 2006). En Europa están representados por unas 39 especies, agrupadas en 11 géneros; 25 han sido citadas en la Península y 19 en Aragón.

43. *Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758

HUESCA: Sallent de Gállego (Torralba Burrial & Ocharan, 2005g).

Sus larvas se desarrollan en agua estancadas, preferentemente con zonas someras provistas de abundante o moderada vegetación emergente (Askew, 1988; Dijkstra & Lewington, 2006), aunque también se ha indicado su desarrollo en aguas ligeramente corrientes (Heide-

mann & Seidenbusch, 2002). De todas formas, los adultos pueden alejarse bastante de estos medios, pudiendo realizar migraciones a gran distancia (Dumont & Hinnekint, 1973). Las citas aragonesas son sumamente raras, limitadas a cinco cuadrículas (fig. 6-45). No obstante, debe hallarse distribuída por una buena parte del Pirineo. La hemos encontrado entre 1599-1745 m.

44. *Libellula depressa* Linnaeus, 1758

HUESCA: Sallent de Gállego (Torralba Burrial & Ocharan, 2005g).

TERUEL: Albarracín (Anselin & Martín, 1986).

Las citas muestran que ésta es una especie más común que la precedente, pudiéndola encontrar tanto en aguas estancadas como corrientes. Parece requerir que la masa de agua tenga una parte de la lámina de agua libre, no cubierta por la vegetación emergente, pero convive con *L. quadrimaculata* cuando en un medio se dan las condiciones para ambas especies. Nuestros datos confirman su presencia actual en Zaragoza, provincia de las que no había sido citada desde el primer tercio del siglo pasado. En los ríos aragoneses la hemos encontrado entre los 732 y los 1745 m s.n.m. Su distribución aragonesa conocida se cartografía en la figura 6-46.

45. *Orthetrum cancellatum* (Linnaeus, 1758)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a).

Las larvas se encuentran generalmente en aguas estancadas, pero también en algunas ligeramente corrientes. En Aragón, tanto las citas bibliográficas como nuestros datos indican que los adultos son mucho más frecuentes en aguas estancadas, pero que también se encuentran en aguas corrientes, generalmente cerca de zonas algo remansadas o pozas. Hemos localizado la especie en los ríos aragoneses entre los 167 y los 517 m s.n.m. Convendría confirmar su presencia actual en la provincia de Teruel, debido a la antigüedad de las citas existentes. Cartografiámos su distribución conocida en Aragón en la figura 6-47.

46. *Orthetrum nitidinerve* (Selys, 1841)

Se ha indicado que habita aguas estancadas y corrientes en zonas áridas (Dijkstra & Lewington, 2006). Las escasas citas aragonesas son todas de imagos y, cuando se indica el medio, de aguas corrientes, al igual que en el resto de la Península (Ocharan *et al.*, 2006k). En Aragón parece limitada a la Depresión del Ebro (fig. 6-48). Ha sido propuesta su catalogación como vulnerable (Ocharan *et al.*, 2006k).

47. *Orthetrum brunneum* (Fonscolombe, 1837)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Calaceite (Jödicke, 1996b).

Ampliamente distribuida en las aguas corrientes de Aragón, hasta el punto de ser la especie más citada del género en la región. Nuestros datos confirman su alta frecuencia, ya que es la especie de *Orthetrum* que hemos encontrado en un número mayor de tramos (35). Ha aparecido entre los 250 y los 1426 m s.n.m. Su distribución conocida en Aragón en la fig. 6-49.

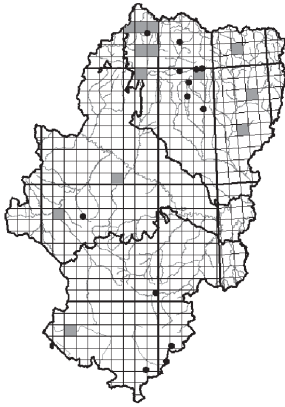
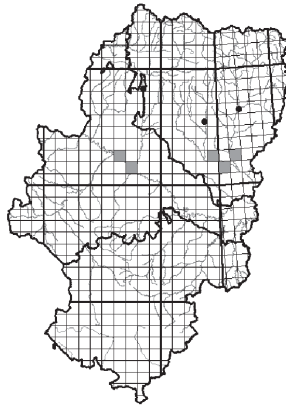
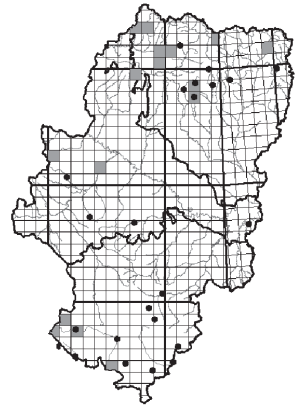
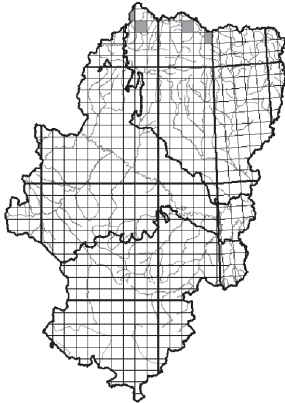
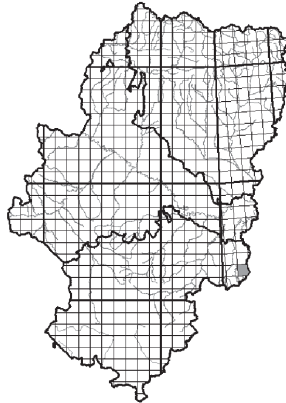
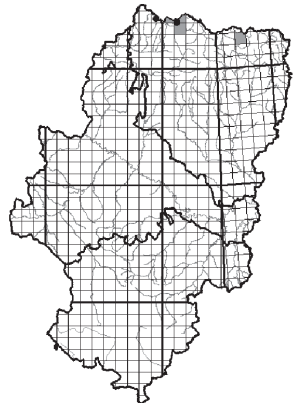
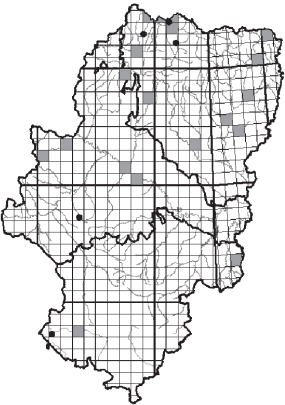
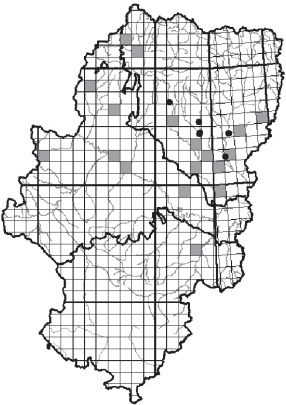
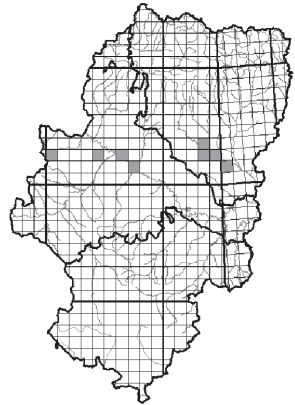
48. *Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Arens de Lledó (Jödicke, 1996b), Calaceite (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b).

Relativamente común en Aragón, con citas provenientes tanto de aguas corrientes como estancadas. En el caso de los ríos, parece preferir hábitats distintos de los de *O. brunneum*, ya

6.40 *Onychogomphus uncutus*6.41 *Onychogomphus costae*6.42 *Cordulegaster boltonii*6.43 *Cordulegaster bidentata*6.44 *Oxygastra curtisii*6.45 *Libellula quadrimaculata*6.46 *Libellula depressa*6.47 *Orthetrum cancellatum*6.48 *Orthetrum nitidinerve*

que tan sólo las hemos encontrado coexistiendo en siete tramos. La hemos localizado entre los 304 y los 1206 m s.n.m. Cartografiamos su distribución aragonesa conocida en la figura 6-50.

49. *Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a).

TERUEL: Calaceite (Jödicke, 1996b).

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b).

Sumamente común en las provincias de Huesca y Zaragoza, si bien las citas y datos de Teruel son escasos. La encontramos tanto en aguas estancadas como corrientes. Es habitual encontrarla en grandes cantidades incluso en las calles de pueblos y ciudades. En los ríos aragoneses la hemos localizado entre los 167 y los 963 m s.n.m. Su distribución conocida en Aragón en la fig. 6-51.

50. *Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

Puede ser sumamente abundante en Aragón, tanto en aguas estancadas como corrientes. Es más común a finales de verano y principios de otoño, y si el invierno no es muy frío se pueden encontrar adultos hasta en enero y febrero (Torralba Burrial & Ocharan, 2004g), aunque no se ha llegado a encontrar un solapamiento de generaciones de adultos como en Grecia (Jödicke & Lopau, 2000). En los ríos aragoneses la hemos encontrado entre los 332 y los 1206 m s.n.m. Su distribución conocida en Aragón es cartografiada en la figura 6-52.

51. *Sympetrum vulgatum* (Linnaeus, 1785)

Taxon presente: *Sympetrum vulgatum ibericum* Ocharan, 1985.

Las peculiaridades de coloración de la subespecie ibérica con respecto a la nominal (para detalles, ver Ocharan, 1985), ha provocado errores de identificación de estos ejemplares con otros *Sympetrum* spp. (p. ej. Ris, 1911). Su distribución conocida en Aragón en la fig. 6-53.

52. *Sympetrum meridionale* (Selys, 1841)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d).

TERUEL: Bezas (Anselin & Martín, 1986).

Siguiendo claves clásicas (p. ej., Navás, 1924; Conci & Nielsen, 1956; Aguesse, 1968), era probable determinar ejemplares de *S. vulgatum ibericum* como *S. meridionale*. Se debería confirmar su presencia actual en Zaragoza. Distribución conocida en Aragón en la fig. 6-54.

53. *Sympetrum sinaiticum* Dumont, 1977

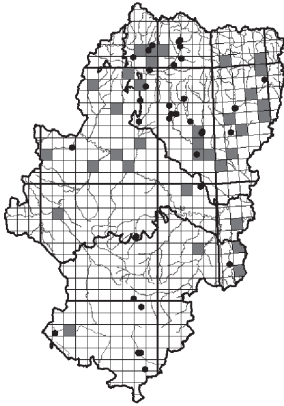
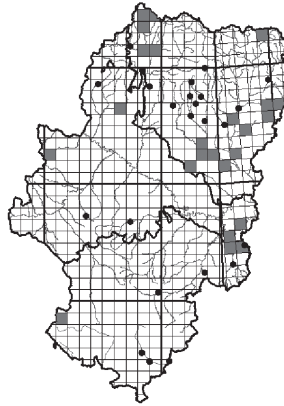
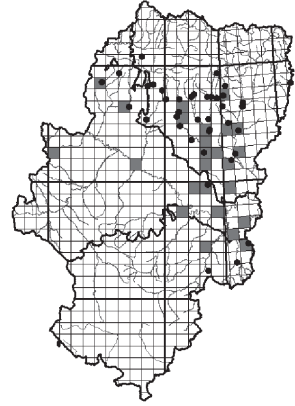
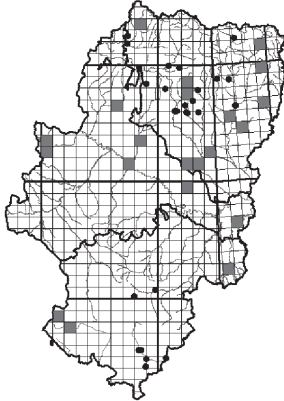
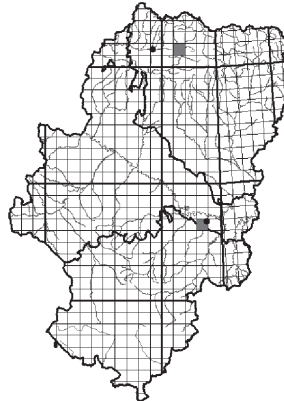
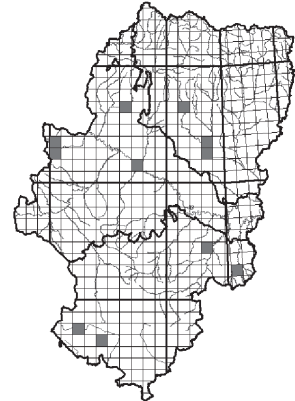
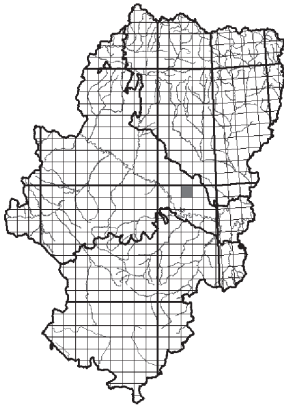
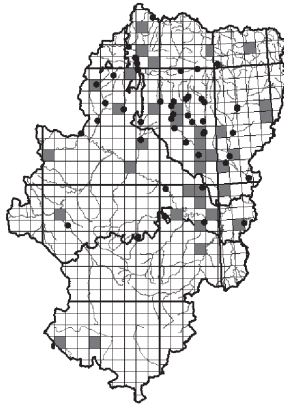
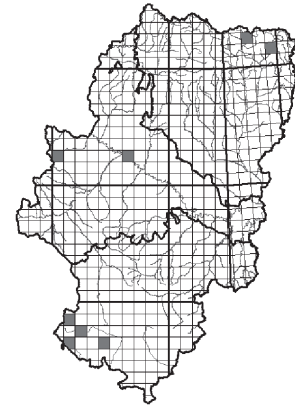
ZARAGOZA: Monegros (Farino & Lockwood, 2003).

Tanto su distribución mundial como ibérica es bastante desconocida. Esto puede tener dos causas, bien por su rareza o bien porque haya sido confundida con otras especies de *Sympetrum* y pasada por alto su presencia. Esta es la primera cita para la provincia de Teruel, y la segunda original para Aragón. Fue encontrada en un río mediterráneo relativamente ancho, de cauce soleado, con escasa cobertura leñosa en sus orillas (inferior al 10%, debida a *Populus* spp.) situado a 305 m s.n.m. Se cartografía su distribución aragonesa conocida en la fig. 6-55.

54. *Sympetrum fonscolombii* (Selys, 1840)

HUESCA: Somontano de Barbastro (Torralba Burrial & Ocharan, 2006d), Vicién (Torralba Burrial & Ocharan, 2006a).

TERUEL: Bezas (Anselin & Martín, 1986), Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986).

6.49 *Orthetrum brunneum*6.50 *Orthetrum coerulescens*6.51 *Crocothemis erythraea*6.52 *Sympetrum striolatum*6.53 *Sympetrum vulgatum*6.54 *Sympetrum meridionale*6.55 *Sympetrum sinaiticum*6.56 *Sympetrum fonscolombii*6.57 *Sympetrum flaveolum*

Sumamente abundante en Aragón, tanto en aguas estancadas como corrientes, o incluso alejado de cualquier medio acuático. Indudablemente es el *Sympetrum* más común en la región, al igual que parece ocurrir en la vecina Comunidad Valenciana (Baixeras *et al.*, 2006). Sin embargo, las citas en la provincia de Teruel son escasas. En los ríos aragoneses lo hemos encontrado entre los 135 y los 1710 m s.n.m. No tenemos constancia de que se reproduzca efectivamente en estos ríos aragoneses (no hemos encontrado exuvias), aunque sí que hemos observado tanto cópulas como ovoposiciones. Sin embargo, también se han observado estas actividades reproductoras en las saladas monegrinas (Torralba Burrial & Ocharan, 2004d) y en agua de mar (Utzeri *et al.*, 1991), medios que actúan como sumideros poblacionales. Cartografiamos su distribución aragonesa conocida en la figura 6-56.

55. *Sympetrum flaveolum* (Linnaeus, 1758)

TERUEL: Frías de Albarracín (Anselin & Martín, 1986), Rubiales (Anselin & Martín, 1986).

Se trata de una especie propia de aguas estancadas de montaña. Navás la cita en dos ocasiones de Sobradíel (1902b, 1905b), pero deja de incluir estas citas en revisiones posteriores, indicando en 1924 que esta especie es “poco frecuente y ama las alturas”, lo que está en consonancia con la distribución de la especie en la Península Ibérica (vease Ocharan & Torralba Burrial, 2004) y debemos considerarlo una rectificación implícita de esas citas concretas. Daranas & Imbernón (1999) citan esta especie del Bajo Cinca. Dada la climatología de Aragón, las citas previas y su distribución ibérica, no parece probable su localización a baja altitud. Las dudas metodológicas que inspira este trabajo (ver lo dicho para *Ischnura elegans*) y el hecho de que no citen en la zona a la muy abundante y ampliamente distribuida *S. fonscolombii*, nos induce a pensar que se trata de otro error de identificación, posiblemente por confusión con esta última (con la que presenta una cierta similitud en conjunto). Cartografiamos su distribución conocida en Aragón en la figura 6-57. Ha sido propuesta su catalogación como vulnerable (VU) en España (Ocharan *et al.*, 2006).

56. *Sympetrum sanguineum* (Müller, 1764)

Se ha indicado su desarrollo en aguas estancadas o, más raramente, ligeramente corrientes (Heidemann & Seidenbusch, 2002). Las citas aragonesas son sumamente escasas (fig. 6-58). El trabajo de Daranas & Imbernón (1999) presenta demasiados problemas como para considerarlo una prueba de su presencia en la zona. En los ríos aragoneses lo hemos encontrado entre los 779 y los 1426 m s.n.m. Nuestros datos representan el primer registro de la especie para Teruel, donde la hemos encontrado en ríos estrechos y de escaso caudal, además de en una acequia.

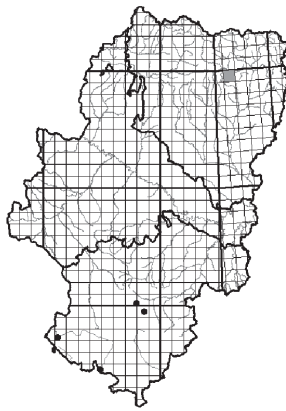
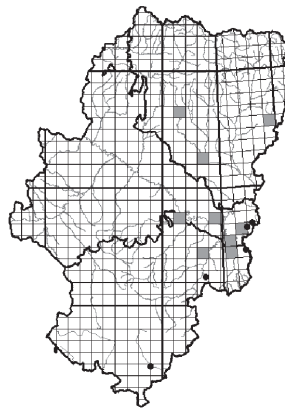
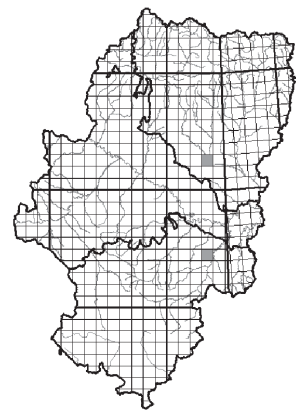
57. *Leucorrhinia dubia* (Vander Linden, 1825)

Se desarrolla en aguas ácidas estancadas. La única cita aragonesa se refiere a un ibón del valle de Benasque, aunque por desgracia no se identifica cual, por lo que no es posible cartografiarla. No sería rara su presencia en otros medios similares del Pirineo aragones.

58. *Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1805)

ZARAGOZA: Maella (Jödicke, 1996b), Monegros (Farino & Lockwood, 2003).

Esta especie está expandiendo su rango de distribución en la Península Ibérica (y en parte de Europa) de este a oeste y de sur a norte (Grand, 1994). En Aragón se han observado grandes poblaciones, llegando a ser el odonato más numeroso en algunos medios estancados, especialmente cerca del límite con Cataluña. También se encuentra en aguas corrientes. Los tramos en los que hemos encontrado adultos de esta especie eran remansos de corriente muy lenta (algo más rápida en el Mijares en Carrión) y, salvo en Calaceite, no formaba poblaciones

6.58 *Sympetrum sanguineum*6.59 *Trithemis annulata*6.60 *Selysiothemis nigra*

numerosas. El rango altitudinal de los tramos fluviales se sitúa entre 79 y 840 m s.n.m. La distribución conocida en Aragón se indica en la figura 6-59.

59. *Selysiothemis nigra* (Vander Linden, 1825)

Andreu Rubio (1953) indica que *S. nigra* "ha sido citada solamente de los Pirineos catalanes y de Albaracín (Teruel)". La referencia a los Pirineos catalanes proviene de Benítez Moreira (1950), el cual no indica en que se basa su cita, pero no nos ha sido posible encontrar ninguna referencia a su presencia en Albaracín. Debido a que no comenta las citas de Navás para Alcañiz, debe de tratarse de un error de Andreu Rubio que confundió ambas localidades. Con escasísimas citas en Aragón (fig. 6-60), sería necesario evaluar el estado de sus poblaciones en la zona. Después de las citas de Navás del primer tercio del siglo pasado, tan solo un ejemplar ha sido encontrado en Aragón (Grand, 1995).

6.3.2. ESPECIES ELIMINADAS DEL CATÁLOGO

Se han eliminado de la fauna aragonesa a *Platycnemis pennipes* (Pallas, 1771), *Coenagrion pulchellum* (Vander Linden, 1825), *Paragomphus genei* (Selys, 1841) y *Sympetrum depressiusculum* (Selys, 1841), por lo expuesto en Torralba Burrial & Ocharan (2005b).

6.3.3. ODONATOS FÓSILES

Respecto al registro fósil de los odonatos en Aragón, las referencias existentes son escasas, y limitadas a larvas. Esto puede ser debido al hecho de que los restos fósiles de larvas de libélulas pueden ser frecuentes, incluso abundantes, mientras que los fósiles completos de imágos son más raros (Nel *et al.*, 1993). No obstante, en otros yacimientos españoles sí que se han encontrado fósiles de imágos.

Se han encontrado odonatos en los dos yacimientos aragoneses con insectos fósiles: Libros y Rubielos de Mora, ambos situados en Teruel y datados en el Mioceno (Peñalver, 1996). La primera referencia a un insecto fósil en Aragón es de una larva de libélula de Libros (Navás, 1920c), habiendo sido citados posteriormente más larvas de anisópteros de dicho yacimiento (Navás, 1922b; Hernández-Pacheco, 1927), y de ésnidos y libelúlidos en Rubielos de Mora (Peñalver Mollá, 1998). En ningún caso se ha citado una especie concreta de odonato fósil de Aragón.

6.3.4. CONSIDERACIONES GENERALES

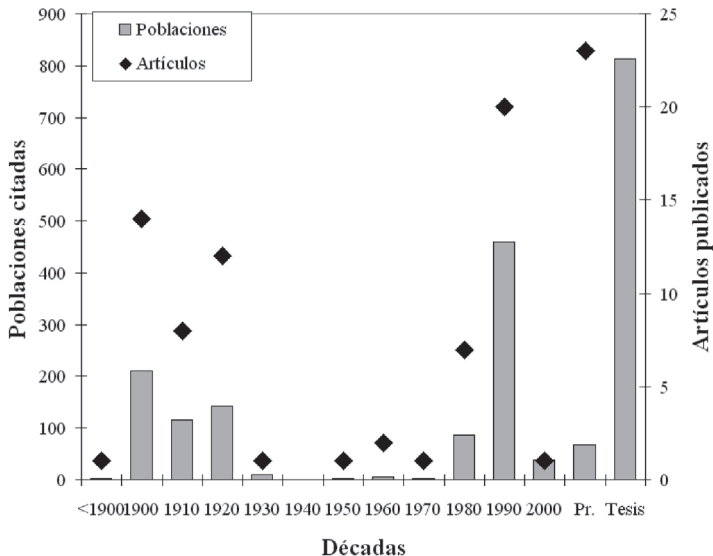
En la fig. 6-61 se resume la evolución del conocimiento faunístico de los odonatos aragoneses, tanto en número de publicaciones como de poblaciones citadas (existe una cierta redundancia en los datos de poblaciones cuando autores posteriores citan a una especie de una localidad basándose en trabajos anteriores aunque sin nombrarlos). En la figura se observan claramente los distintos periodos tratados en la introducción, con las contribuciones de Longinos Navás en el primer tercio del siglo pasado y el parón posterior hasta finales del siglo pasado.

Sobre ese fondo de información odonitológica destacan las aportaciones de esta Tesis Doctoral. Pese a estar circunscrita a los medios fluviales, los datos derivados de ella representan casi la mitad (45%) de los datos existentes sobre poblaciones de odonatos en Aragón. Se trata del mayor número de poblaciones localizadas en una década en toda la historia aragonesa. Al cubrir una superficie tan amplia como Aragón y ser datos obtenidos en un periodo relativamente corto de tiempo, proporciona una foto fija de la situación actual. Esto permitirá detectar posibles variaciones futuras en la distribución de las especies, tema de sumo interés teniendo en cuenta la problemática asociada al cambio climático actual

La suma de todos los trabajos publicados (incluidos los derivados de esa tesis) arroja datos sobre 116 cuadrículas UTM de 10 km de lado en Aragón (19% de las existentes). Si a éstos sumamos las citas todavía inéditas de esta Tesis Doctoral, disponemos de datos sobre 191 cuadrículas (32% de las aragonesas). No todas las cuadrículas con datos han tenido el mismo esfuerzo de muestreo. La mayoría están claramente submuestreadas, teniéndose sólo datos de unas pocas especies por cuadrícula (fig. 6-62). Así, de 28 cuadrículas sólo se ha citado una especie, y de 137 menos de 10.

■ FIGURA 6-61

Evolución del conocimiento faunístico de los odonatos aragoneses. Pr = trabajos propios ya publicados, derivados de esta Tesis Doctoral



En la figura 6-62 se puede apreciar la distribución espacial de estas citas, expresada como número de especies por cuadrícula, y su comparación con lo publicado hasta 2005. El avance del conocimiento sobre la región resulta notable. No obstante, las cuadrículas de las que se dispone de datos están desigualmente repartidas por las tres provincias, estando relativamente mejor muestreada la de Huesca.

La provincia de Huesca también es la que más especies tiene citadas (57 frente a las 50 de Zaragoza y las 43 de Teruel). Esto se debe en parte, al menos, a la mayor intensidad de muestreo ya citada, y además a sus características biogeográficas. El relativamente bajo número de especies citadas de Teruel puede deberse también a la diferencia en el muestreo comentada. En conjunto han sido citadas de Aragón 59 especies de libélulas. Esto representa un 76% de las especies citadas de la Península Ibérica. Existen familias en Aragón de las que ya se han encontrado todas las especies presentes en la Península Ibérica, y por lo tanto es improbable que aparezcan otras nuevas en Aragón, como es el caso de calopterígidos, léstidos, ésnidos y cordulegástridos. En otras familias (coenagrionidos, libelúlidos) es de esperar que se localicen nuevas especies, especialmente teniendo en cuenta las presentes en regiones limítrofes.

Debemos recordar aquí que la práctica totalidad de nuestros datos proviene de aguas corrientes, por lo que las especies propias de aguas estancadas han sido submuestreadas debido a la metodología empleada. Para las aguas estancadas disponemos solamente de referencias bibliográficas. Es de esperar pues que nuevas especies sean añadidas al catálogo aragonés. Entre ellas están cinco especies eurosiberianas propias de aguas estancadas, encontradas en los Pirineos catalanes y que pueden habitar también, al menos, en el Pirineo aragonés (*Coenagrion pulchellum*, *Coenagrion hastulatum*, *Somatochlora metallica*, *Leucorrhinia pectoralis*, y *Sympetrum pedemontanum*).

FIGURA 6-62

Número de especies de libélulas citadas de cada cuadrícula en los trabajos publicados hasta 2005 tomado de Torralba Burrial & Ocharan, 2005b) y contando los datos de esta Tesis Doctoral (2007)

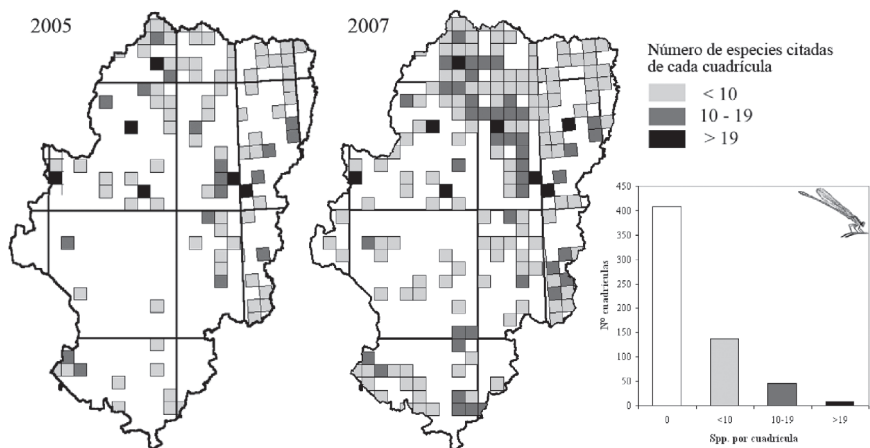
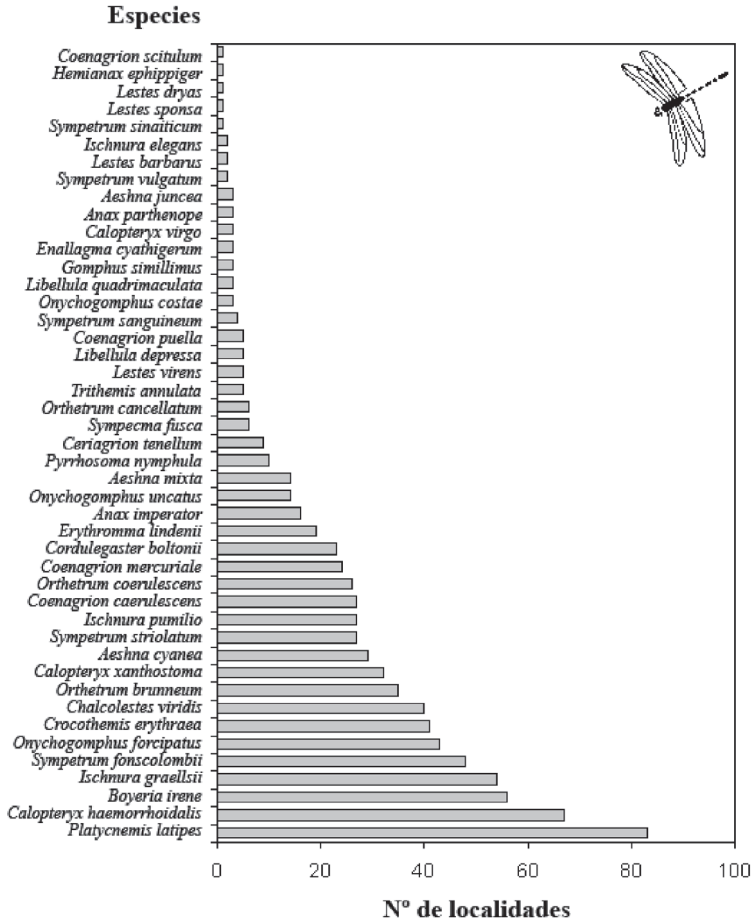


FIGURA 6-63

Número de localidades en las que hemos encontrado cada especie en la red fluvial de Aragón



Del resto de especies citadas en la Península Ibérica, no sería extraña la aparición de poblaciones de dos especies africanas, *Orithetrum chrysostigma* (propia de aguas corrientes y presente en Castellón, muy cerca de Teruel) y de *Orithetrum trinacria* (propia de aguas estancadas y en expansión hacia el norte).

La presencia de *Diplacodes lefebvrii* y *Brachythemis leucosticta* (especies africanas propias de aguas estancadas) es menos probable, pero con el cambio climático actual y su expansión hacia el norte podrían llegar a aparecer (p. ej., en las orillas llanas y arenosas de algún embalse).

No parece probable la presencia de otros taxones citados en la Península y de distribución ibérica restringida a algunas zonas muy concretas: *Platycnemis pennipes* y *Libellula fulva* (NE de Gerona), *Lindenia tetraphylla* (Valencia), *Paragomphus genei* y *Zygonyx torridus* (sur de Anda-

lucía) *Calopteryx haemorrhoidalis asturica* (Cornisa Cantábrica y Galicia hasta N de Portugal) y *Gomphus vulgatissimus* (N de la Cuenca del Duero y Álava).

En este estudio se han encontrado 45 especies de libélulas en la red fluvial aragonesa, que representan un 76% de las especies citadas de Aragón y un 58% de las ibéricas. En la fig. 6-63 se muestra el número de localidades en que se ha encontrado cada especie. Cinco especies (*Lestes dryas*, *Lestes sponsa*, *Hemianax ephippiger*, *Coenagrion scitulum* y *Sympetrum sinaiticum*) han sido encontradas sólo en una estación de la red fluvial cada una. Las tres primeras se encuentran asociadas a aguas estancadas (Askew, 1988), pudiendo ser ejemplares vagantes los detectados en corrientes; sus citas en territorio aragonés son escasas. Aproximadamente la mitad de las especies (51%) han sido localizadas en nueve ó menos estaciones (figura 6-63), situándose el tercer cuartil en 27 estaciones. Las especies del último cuartil son las que han sido detectadas en un mayor número de localidades, ya se encuentren asociadas a aguas corrientes en exclusiva (*Platycnemis latipes*, *Calopteryx haemorrhoidalis*, *Boyeria irene*) o también se encuentren en estancadas (*Ischnura graellsii* o *Sympetrum fonscolombii*).

6.3.5. CONSIDERACIONES BIOGEOGRÁFICAS

Una vez establecido el catálogo de los odonatos de Aragón, lo analizaremos desde una perspectiva biogeográfica. Se expone a continuación una nueva clasificación de las libélulas presentes en la Península Ibérica según los elementos definidos por Ocharan (1988). Con un asterisco (*) se marcan las especies incluidas en este catálogo aragonés (tabla 6-2).

■ TABLA 6-2

Catálogo de los odonatos ibéricos, indicando el tipo de elemento biogeográfico al que han sido asignados

Taxones	Elementos
<i>Calopteryx haemorrhoidalis asturica</i> Ocharan, 1983	IM
<i>Calopteryx haemorrhoidalis haemorrhoidalis</i> (Van der Linden, 1825)*	MO
<i>Calopteryx virgo meridionalis</i> Sélys, 1873*	MO
<i>Calopteryx xanthostoma</i> (Charpentier, 1825)*	IM
<i>Chalcolestes viridis</i> (Van der Linden, 1825)*	MO
<i>Lestes barbarus</i> (Fabricius, 1798)*	PO
<i>Lestes dryas</i> Kirby, 1890*	HO
<i>Lestes macrostigma</i> (Eversmann, 1836)*	PO
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)*	ES
<i>Lestes virens virens</i> (Charpentier, 1825)*	IM
<i>Sympetma fusca</i> (Van der Linden, 1820)*	HM
<i>Platycnemis acutipennis</i> Sélys, 1841*	IM
<i>Platycnemis latipes</i> Rambur, 1842*	IM
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	ES
<i>Ceragrion tenellum</i> (Villiers, 1789)*	MO
<i>Coenagrion caerulescens caerulescens</i> (Fonsbolombe, 1838)*	IM
<i>Coenagrion hastulatum</i> (Charpentier)	ES
<i>Coenagrion mercuriale mercuriale</i> (Charpentier, 1840)*	IM
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)*	PO
<i>Coenagrion pulchellum</i> (Van der Linden, 1825)	ES

■ TABLA 6-2 (cont..)

Taxones	Elementos
<i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842)*	HM
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)*	HO
<i>Erythromma lindenii</i> (Sélys, 1840)*	HM
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)*	HM
<i>Ischnura elegans</i> (Van der Linden, 1820)*	ES
<i>Ischnura graellsii</i> (Rambur, 1842)*	IM
<i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)*	PO
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)*	MO
<i>Aeshna affinis</i> (Van der Linden, 1820)*	PO
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)*	HM
<i>Anaciaeschna isoceles</i> (Müller, 1767)*	HM
<i>Aeshna juncea</i> Linnaeus, 1758*	HO
<i>Aeshna mixta</i> (Latreille, 1805)	ES
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815*	ET
<i>Anax parthenope</i> (Sélys, 1839)	PO
<i>Boyeria irene</i> (Fonsbolombe, 1838)*	MO
<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764)*	HM
<i>Hemianax ephippiger</i> (Burmeister, 1839)*	ET
<i>Gomphus graslini</i> Rambur, 1842	IM
<i>Gomphus pulchellus</i> Sélys, 1840*	IM
<i>Gomphus similimus</i> Sélys, 1840*	IM
<i>Gomphus vulgatissimus</i> Linnaeus, 1758	PO
<i>Lindenia tetraphylla</i> (Van der Linden, 1825)	PO
<i>Onychogomphus costae</i> Sélys, 1885*	IM
<i>Onychogomphus forcipatus unguiculatus</i> Van der Linden, 1820*	MO
<i>Onychogomphus uncatus</i> (Charpentier, 1840)*	IM
<i>Paragomphus genei</i> (Sélys, 1841)	ET
<i>Cordulegaster bidentata</i> Sélys, 1843*	PO
<i>Cordulegaster boltonii</i> (Donovan, 1807)*	MO
<i>Macromia splendens</i> (Pictet, 1843)	IM
<i>Oxygastra curtisii</i> (Dale, 1834)*	IM
<i>Somatochlora metallica</i> (Van der Linden, 1825)	ES
<i>Brachythemis leucosticta</i> (Burmeister, 1839)	ET
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)*	ET
<i>Diplacodes lefebvrei</i> (Rambur, 1842)	ET
<i>Leucorrhinia dubia</i> Van der Linden, 1825*	ES
<i>Leucorrhinia pectoralis</i> (Charpentier, 1825)	ES
<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758*	PO
<i>Libellula fulva</i> Müller, 1764	PO
<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus, 1758*	HO
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonsbolombe, 1837*)	HM
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)*	HM
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)*	HM
<i>Orthetrum chrysostigma</i> (Burmeister, 1839)	ET
<i>Orthetrum nitidinerve</i> (Sélys, 1841)*	IM
<i>Orthetrum trinacria</i> (Sélys, 1841)	ET

■ TABLA 6-2 (cont..)

Taxones	Elementos
<i>Selysiothemis nigra</i> (Van der Linden, 1825)*	PO
<i>Sympetrum flaveolum</i> (Linnaeus, 1758)*	ES
<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Sélys, 1841)*	HM
<i>Sympetrum meridionale</i> (Sélys, 1841)*	PO
<i>Sympetrum pedemontanum</i> (Müller in Allioni, 1766)	ES
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)*	HM
<i>Sympetrum sinaticum</i> Dumont, 1977	PO
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)*	ES
<i>Sympetrum vulgatum ibericum</i> Ocharan, 1985*	IM
<i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvois, 1805)*	ET
<i>Zygonyx torridus</i> (Kirby, 1889)	ET

ES = Eusiberiano; ET = etiópico; HM = holomediterráneo; HO = holártico; IM = iberomagrebí; MO = mediterráneo occidental; PO = pónico-oriental.

6.3.5.1. La odonatofauna de Aragón en el contexto ibérico

Por lo que respecta a la odonatofauna ibérica se trata de una fauna esencialmente mediterránea (66% de sus elementos) con un componente nórdico (21% de elementos eurosiberianos y holárticos) y cierta influencia etiópica (13%). Entre los elementos mediterráneos destacan los elementos ibero-magrebíes, algo más de la quinta parte de las especies presentes en la Península Ibérica, que tienen una distribución reducida, si bien no podemos hablar de auténticos endemismos ibéricos.

La odonatofauna de Aragón sigue las mismas líneas generales. Se han encontrado en Aragón todos los elementos holárticos, holomediterráneos y mediterráneo-occidentales presentes en la Península Ibérica. La falta de seis elementos etiópicos que no llegan hasta aquí en su distribución y de cinco elementos eurosiberianos que sólo se han encontrado hasta ahora en Cataluña, incrementa el porcentaje de los tres tipos citados en primer lugar.

Al comparar la composición de las odonatofaunas de distintas comunidades autónomas, los resultados se aproximan a los esperados dada su situación en la Península Ibérica. Así, en Cataluña es donde mayor porcentaje representan los elementos eurosiberianos (debido a las especies que sólo han sido capturadas en los Pirineos catalanes) y con el mismo número de especies del resto de elementos que Aragón. En Asturias observamos una pequeña disminución del número de elementos eurosiberianos (por su lejanía a los Pirineos) y una mayor disminución en cuanto a los elementos etiópicos, ibero-magrebíes y mediterráneo-occidentales. En el caso de las comunidades del levante y sur peninsular (Comunidad Valenciana, Andalucía, Extremadura) aparece una mayor importancia de los elementos etiópicos (de los que se han encontrado en esas comunidades más especies) y una disminución de la de los eurosiberianos.

7. Las comunidades de odonatos de la red fluvial aragonesa

7.1. Introducción

El conjunto de especies de libélulas que habitan un tramo de río puede ser considerado la comunidad de libélulas de dicho tramo. Si el capítulo anterior trataba de la distribución individual de las distintas especies en la red fluvial aragonesa, ahora nos centraremos en la odonatofauna de cada tramo de forma conjunta. Esta odonatofauna dependerá de las características físicas y biológicas de la zona de estudio a distintas escalas espacio-temporales, que abarcan desde los microhábitats presentes dentro del tramo a las condiciones climáticas generales, y desde los cambios actuales en los rangos de distribución a los ocurridos en el pasado geológico.

Para ver como se organizan dichas comunidades, hay que comenzar por valorar los factores que afectan a la presencia de las distintas especies individuales en cada tramo. Por una parte, habrá factores físico-químicos que resulten limitantes para la presencia de determinadas especies (como la temperatura o la salinidad), siendo especialmente importantes en el caso de las larvas. A la hora de seleccionar el hábitat, los odonatos adultos responden en primer lugar a las señales visuales (Corbet, 1999), aunque su presencia no indica que dicho hábitat sea adecuado para desarrollar su ciclo vital (los odonatos adultos pueden mantener comportamiento reproductor sobre medios no aptos para el desarrollo larvario). A ese respecto, la estructura de la vegetación, con los factores derivados de luces y sombras y de refugio, es un factor muy importante en la elección del hábitat y organización de las comunidades (Buchwald, 1990; Corbet, 1999; Foote & Rice Hornung, 2005; Bried *et al.*, 2007).

También se ha propuesto el uso de las libélulas como indicadores fiables de la integridad ecológica de la estructura de los ecosistemas acuáticos, la calidad ecológica del ecotono agua-tierra y la conectividad de los ecosistemas acuáticos con otras unidades del paisaje (Chovanec & Raab, 1997; Chovanec & Waringer, 2001). No obstante, las comunidades de libélulas responden a otros requerimientos de hábitats distintos de la calidad del agua, no resultan útiles como indicadores de contaminantes específicos y no es posible separar las sinergias entre diversos contaminantes y distintas características del hábitat (Corbet, 1999), por lo que se han expresado dudas de que la diversidad de odonatos esté relacionada con la diversidad de otros componentes de los ecosistemas acuáticos (Acorn, 2004). Esta falta de resolución de sinergias también la presentan otros indicadores biológicos, ya que los diferentes agentes estresantes pueden interactuar entre sí produciendo efectos sobre los invertebrados acuáticos que individualmente no producirían (Heugens, 2001). De todas formas, con limitaciones podrían servir como un criterio de calidad general del hábitat (Corbet, 1999).

A este respecto, los trabajos sobre la utilización de los odonatos como indicadores de calidad de los hábitats son más frecuentes en aguas estancadas (p. ej., Chovanec & Raab, 1997; Sahlén, 1999; Chovanec, 2000; Chovanec *et al.*, 2002; Hornung & Rice, 2003; Schultz *et al.*, 2003; Osborn, 2005, Foote & Rice Hornung, 2005) que corrientes (p. ej., Carchini & Rota, 1985; Kondratieff & Pyott, 1987; Ferreras Romero, 1988; Worthen, 2002). Aunque la mayoría utilizan exclusivamente las poblaciones larvarias, otros trabajos exploran las capacidades indicadoras de los adultos de las comunidades (p. ej., Watson *et al.*, 1982; Samways & Steytler, 1996; Clausnitzer, 2003; Ferreras-Romero *et al.*, 2003; Torralba Burrial & Ocharan, 2006d, Bried *et al.*, 2007).

7.1.1. OBJETIVOS

1. Analizar los tipos de comunidades de odonatos en la red fluvial de Aragón.
2. Analizar que factores geográficos, hidromorfológicos y climáticos están relacionados con la organización de las comunidades de libélulas en esta red fluvial.

3. Comprobar si estas comunidades están relacionadas con los tipos de comunidades de macroinvertebrados bentónicos y/o con el estado ecológico de los tramos que habitan, pudiendo ser empleadas como bioindicadores de dicho estado.

7.2. Material y métodos

7.2.1. TOMA DE MUESTRAS

Se muestrearon adultos con manga entomológica en 184 tramos repartidos por toda la red fluvial aragonesa entre los años 2001 y 2004 (cap. 6). Se han empleado aquí los datos de presencia/ausencia de cada especie, ya que el número de ejemplares por especie en las muestras no son representativos ni proporcionales a su número real en las comunidades. No se dispone de muestreos primaverales, con lo que no se ha podido conseguir el espectro completo de espes de cada tramo. No obstante, dicha falta de muestreos primaverales se da en todos los tramos, por lo que a efectos de comparación no es importante.

7.2.2. ANÁLISIS DE SIMILITUD ENTRE ESPECIES

Con los datos de presencia/ausencia de cada especie en las estaciones se ha realizado una semimatriz de similitud entre las distintas especies mediante el coeficiente de Bray-Curtis. A continuación se ha empleado un análisis jerárquico tipo cluster con salida en forma de dendrograma y se ha combinado con un gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (MDS), con superposición de anillos de similitud, para comprobar que grupos de especies, si alguno, se distribuyen de una forma semejante en la red fluvial de Aragón. Para su desarrollo se ha empleado el programa Primer v6.

7.2.3. ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES

Al igual que en el caso de los macroinvertebrados bentónicos, para el estudio de las comunidades se ha considerado la taxocenosis total encontrada en cada estación, esto es, los taxones encontrados en todos los muestreos para un mismo tramo, transformados como presencia/ausencia. Con los datos así obtenidos se realizaron semimatrizes de similitud entre estaciones con el coeficiente de Bray-Curtis, que fueron analizadas mediante análisis de agrupamiento jerárquico (tipo *cluster*) con el programa PRIMER v6. Sobre los dendrogramas generados se aplicaron tests de permutación del perfil de similitud (SIMPROF) con el programa PRIMER v6. Para valorar en qué medida estaba correlacionada la distribución de especies concretas con la ordenación de las comunidades se aplicó un procedimiento de inclusión y exclusión de cada especie del conjunto por pasos (BVSTEP del PRIMER). Este procedimiento también nos muestra si se puede emplear algún subconjunto de especies para obtener la misma clasificación de las estaciones que con la comunidad entera.

7.2.4. BÚSQUEDA DE VARIABLES CORRELACIONADAS CON ESTAS COMUNIDADES

Para cada tramo se obtuvo una serie de parámetros en el momento de los muestreos: altitud, latitud y longitud (mediante un GPS e-Trex Garmin, contrastadas en los casos de gran variabilidad o imposibilidad de uso del GPS con cartografía digital: SigPac [MAPA, 2005] y Mapa Militar Digital de España [SGE, 1997]), vegetación y naturalidad de las orillas, tamaño e iluminación del cauce, velocidad de la corriente y temporalidad del flujo de agua.

Se intentó conseguir la pendiente de cada tramo concreto, pero ni el SigPac (MAPA, 2005) ni el Mapa Militar Digital de España v. 1.5 (SGE, 1997) fueron adecuados para la escala requere-

rida (tramos cortos de ríos) Por todo ello se ha acabado desechando el incluir la variable pendiente en el análisis, aunque se trate de un factor con un potencial elevado para influir en las comunidades de libélulas (p. ej. Ocharan & Torralba Burrial, 2004).

Se han obtenido varios datos climáticos (temperatura media anual, media anual de las temperaturas mínimas, media anual de las temperaturas máximas, radiación solar anual y pluviosidad anual) de las interpolaciones para cada tramo muestreado extraídas del SIG del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.*, 2005), mediante el programa lector de mapas MiraMon v5.4h. Las temperaturas así obtenidas son las del aire, siendo la del agua algo menor debido al transporte horizontal de la masa de agua fluvial (Margalef, 1983).

Además, para las estaciones en las que también se habían muestreado macroinvertebrados bentónicos se disponía de su estado ecológico (cap. 4) así como de las agrupación de dichas estaciones según las comunidades de macroinvertebrados, tanto en general como empleando únicamente las estaciones clasificadas con un estado ecológico muy bueno según los macroinvertebrados (cap. 5). También se ha extendido el tipo teórico de río a todas las corrientes con datos de libélulas, añadiendo a los empleados con los macroinvertebrados el tipo natural “barranco” y los tipos de corrientes artificiales “acequia” y “canal de riego”.

Se buscó cuales de estas variables abióticas o provenientes de las comunidades de macroinvertebrados, en solitario o en su conjunto, presentan una correlación con la estructura que revela el dendograma de las comunidades de libélulas. Ante la imposibilidad de normalizar algunas de las variables por su propia naturaleza (p. ej., naturalidad de las orillas) se descartó en un principio valorar la similitud de las estaciones según el conjunto de variables por la distancia euclídea y se optó por emplear el índice de similitud de Bray-Curtis. Puesto que este índice exige la ausencia de valores negativos se categorizaron las variables numéricas por rangos. En el caso de la altitud se optó por emplear la división recogida en la Directiva Marco del Agua, la realizada por Ollero Ojeda *et al.* (2003) en su tipificación hidromorfológica de los ríos aragoneses y una división por cada 400 m de altitud hasta los 1200. Sin tener una guía a priori de a que magnitud de rangos podrían responder las especies, se optó por dividir las variables climáticas y geográficas originales en dos, tres, cuatro o cinco grupos, lo que nos proporcionó cuatro variables de cada variable original, aunque posteriormente se impidió en el análisis que la misma variable original entrara en forma de dos o más variables derivadas.

Estas 41 variables fueron introducidas en un procedimiento de inclusión y exclusión por pasos de cada variable (BVSTEP) con el fin de reducir su número y, a continuación, se combinó este procedimiento con el BIO-ENV para una mejor valoración del subconjunto de variables que presentara una mayor correlación con la estructura de la semimatriz de similitud de las comunidades de libélulas. El coeficiente de correlación empleado fue el de rangos de Spearman, adecuado para variables categóricas no numéricas (Siegel, 1956).

Para las variables consideradas de interés en el análisis, se realizó un análisis de similitudes y diferencias SIMPER con el programa PRIMER v 6 para detectar que especies eran responsables de las mayores diferencias y similitudes entre categorías. Además, se buscaron las especies de libélulas que pudieran actuar como indicadores de las distintas categorías de la variable, mediante el valor indicador con el programa IndVal 2.0 (Dufrêne & Legendre, 1997), utilizando la versión simplificada del índice para tratar datos de presencia/ausencia.

7.2.5. RELACION CON LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS Y EL ESTADO ECOLÓGICO

Para comprobar si estaban correlacionadas ambas comunidades y en que medida, se seleccionó el subconjunto de estaciones de las que se tenía datos tanto de odonatos como de macroinvertebrados. Se generaron mediante el índice de Bray-Curtis las semimatrices de similitud para las comunidades de odonatos y de macroinvertebrados por separado, en el primer caso utilizando los datos de presencia/ausencia, en el segundo extrayendo tres semimatrices: con datos de presencia/ausencia, con una transformación de raíz cuarta de las abundancias y con las abundancias sin transformar. A continuación se analizó la correlación entre matrices (entre la de los odonatos y cada una de las de los macroinvertebrados por separado) tomando los valores de los índices de similitud para cada par de estaciones, empleando el coeficiente de correlación de rangos de Spearman, mediante la rutina RELATE del programa PRIMER (test con 1000 permutaciones).

A continuación se ha comparado la diversidad de odonatos (medida como riqueza de especies) encontrada en cada tramo con diversas métricas de la comunidad de macroinvertebrados relacionadas con la calidad de las aguas. Se ha empleado la correlación de Pearson para las variables numéricas (riqueza taxones, valoración IBMWP e IASPT) y la de Spearman para la variable categorizada del estado ecológico, utilizando el programa estadístico SPSS v12.0 y el MS Excel v9.0.

Las similitudes (y diferencias) entre las comunidades de los tramos con igual o distinto estado ecológico han sido analizadas con las rutinas SIMPER y ANOSIM del programa PRIMER v6. El valor indicador de las distintas especies para las clases de estado ecológico con el programa IndVal 2.0 (Dufrene & Legendre, 1997), utilizando la versión simplificada del índice para tratar datos de presencia/ausencia. Tanto el ANOSIM como el IndVal se han calculado realizando 10 000 permutaciones.

7.3. Resultados y discusión

7.3.1. ANÁLISIS DE SIMILITUD ENTRE ESPECIES

La organización de las especies de libélulas mediante un análisis jerárquico de su presencia en las distintas estaciones se expone en la figura 7-1. No hay diferencias entre considerar todas las estaciones en el análisis o solamente aquellas en las que se ha encontrado más de una especie (índice de correlación de Pearson entre las semimatrices de similitud = 1, $p < 0,001$).

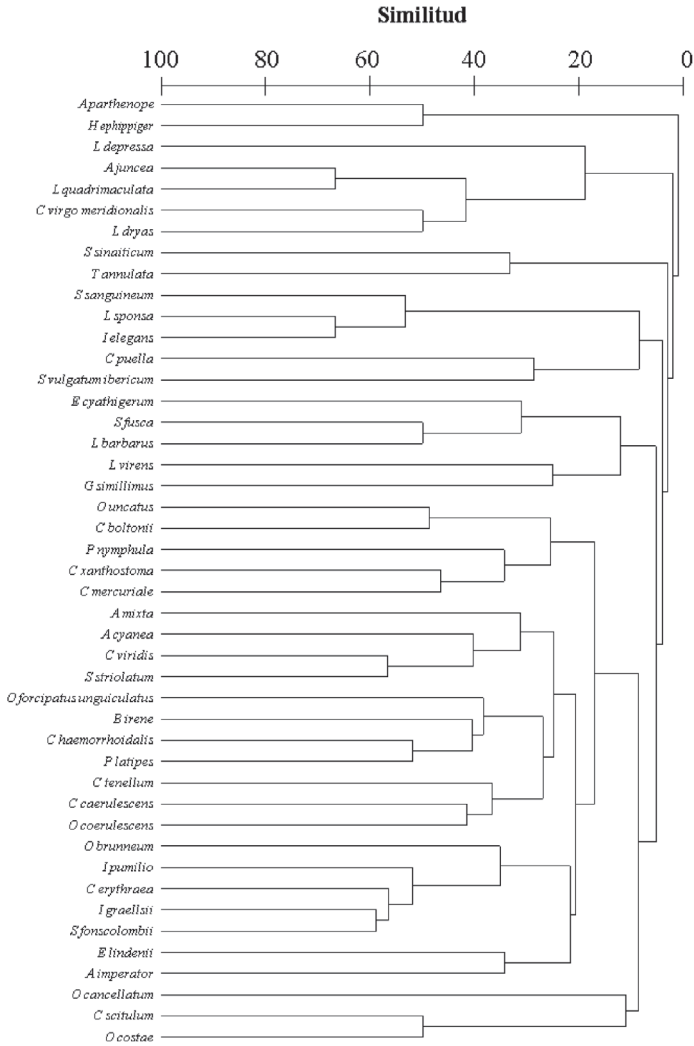
El análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (MDS) es menos proclive a los artefactos y no depende de las decisiones previas del dendrograma a la hora de ordenar, en nuestro caso, las especies de libélulas. En la figura 7-2 se ordenan las especies, superponiendo elipses que marcan similitudes del 20 y el 40%. Esto nos permite señalar qué especies conforman grupos más o menos bien definidos, y cuales se encuentran más próximas. Así, comprobamos el alejamiento del grupo formado por *A. parthenope* y *H. ephippiger* por un lado, el de *A. juncea*, *L. quadrimaculata*, *L. dryas* y *C. virgo* por otro, separándose del resto *T. annulata* y *S. sinaiticum*, *S. sanguineum*, *I. elegans* y *L. sponsa*, mientras que el resto de especies no forman grupos bien definidos.

7.3.2. ANÁLISIS JERÁRQUICO DE COMUNIDADES

El análisis jerárquico de las comunidades de nos muestra 27 grupos con entidad propia. Con el fin de intentar reducir el ruido producido por las estaciones claramente submuestreadas, se repitieron ambos análisis con las estaciones en las que se había encontrado más de una

FIGURA 7-1

Dendrograma de similitud entre las distribuciones por estaciones de las distintas especies de libélulas

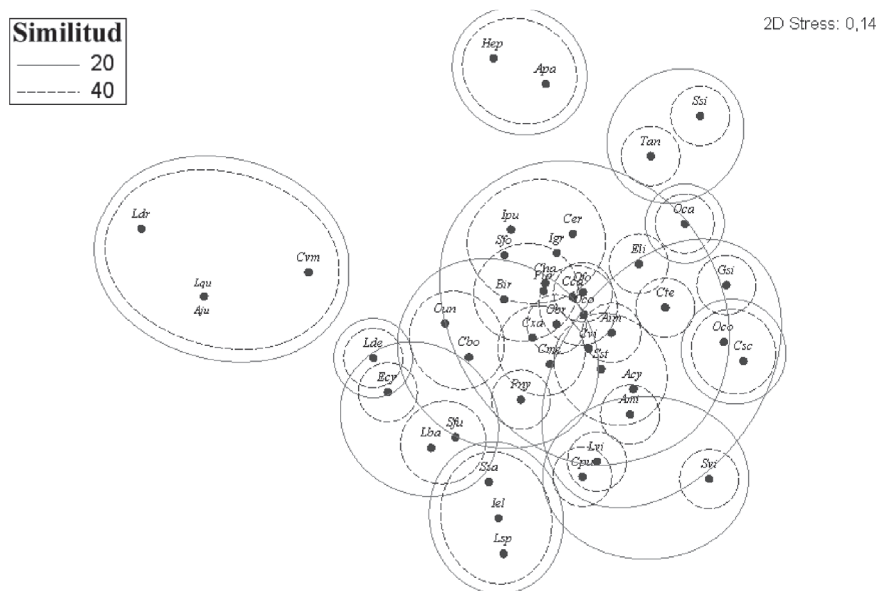


especie (por entender que en las otras los individuos vagantes podían alterar totalmente su ubicación). Así, se obtienen 15 grupos con entidad propia (fig. 7-3).

El primer grupo (A) lo forman estaciones de la alta montaña pirenaica, con remansos o muy cercanas a ellos, que presentan una odonofauna similar (o incluso igual) a los lagos de alta montaña pirenaicos próximos. *A. juncea* y *L. quadrimaculata* están presentes en estas estaciones y ausentes del resto.

FIGURA 7-2

Similitud entre las distribuciones en las estaciones de las distintas especies, mediante un escalamiento multidimensional no métrico (MDS). Cada especie está indicada por tres letras: la primera letra del género y las dos primeras del epíteto específico; en el caso de *Calopteryx virgo meridionalis* se ha empleado Cvm para diferenciarlo de *Chalcolestes viridis*



El segundo grupo más desgajado del dendrograma (B) se corresponde con la estación de El Grado. Aquí el río Cinca, por el embalse inmediatamente anterior, es prácticamente convertido en una charca amplia y alargada, somera en su mayor parte pero con algo de profundidad en alguna poza concreta. En estas condiciones, resulta lógica la baja riqueza de especies del tramo, ya que únicamente *C. erythraea* y *A. imperator*, libélulas frecuentes de las aguas estancadas oscenses, se encontraban presentes.

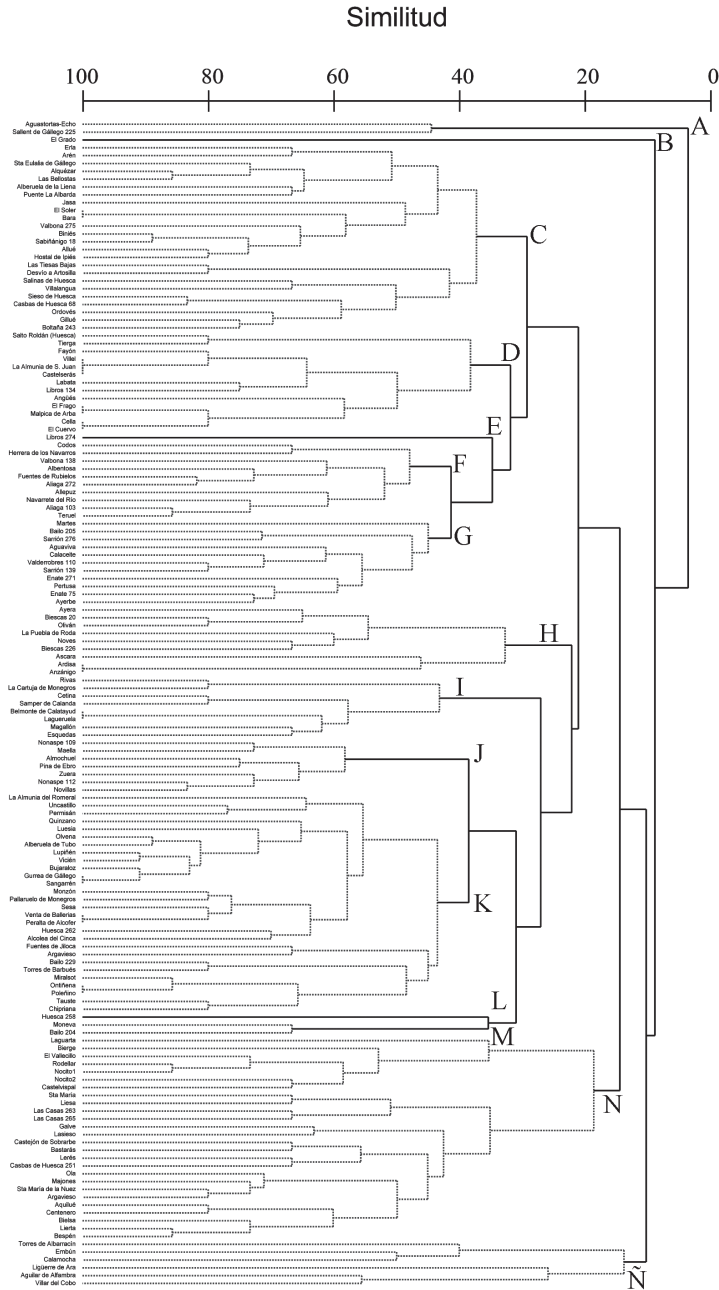
El siguiente grupo en separarse (Ñ) lo conforman seis estaciones de la parte baja de zonas montañosas, tanto en los Pirineos oscenses (Embún, Ligüerre) como en el Sistema Ibérico turolense (Torres de Albarracín, Calamocha, Aguilar y Villar). En el 67% de las estaciones se encuentra presente *C. xanthostoma*, y en el 50% *C. puella* y *P. nymphula*.

El siguiente grupo (N) está formado por corrientes de pequeña entidad, mediterráneas prepirenaicas en su mayoría. De esta descripción se apartan El Vallecillo, Castelvispal y Galve, mediterráneas ibéricas, y Lerés, pirenaica en la zona baja y con un régimen de caudales y tamaño de cauce que la acerca a esas corrientes mediterráneas prepirenaicas. *A. cyanea*, *C. viridis* y *S. striolatum* se encuentran presentes en la mayoría de estos tramos.

El dendrograma se divide a continuación en dos ramas de tamaño similar, subdivididas a su vez. El hecho de que sigan teniendo entidad propia los subgrupos dificulta en parte el análisis a este nivel. A rasgos generales, podemos considerar esta división marcada por una mayor

FIGURA 7-3

Análisis jerárquico de similitudes (cluster) entre aquellas estaciones de la red fluvial aragonesa en las que se encontró más de una especie de odonatos

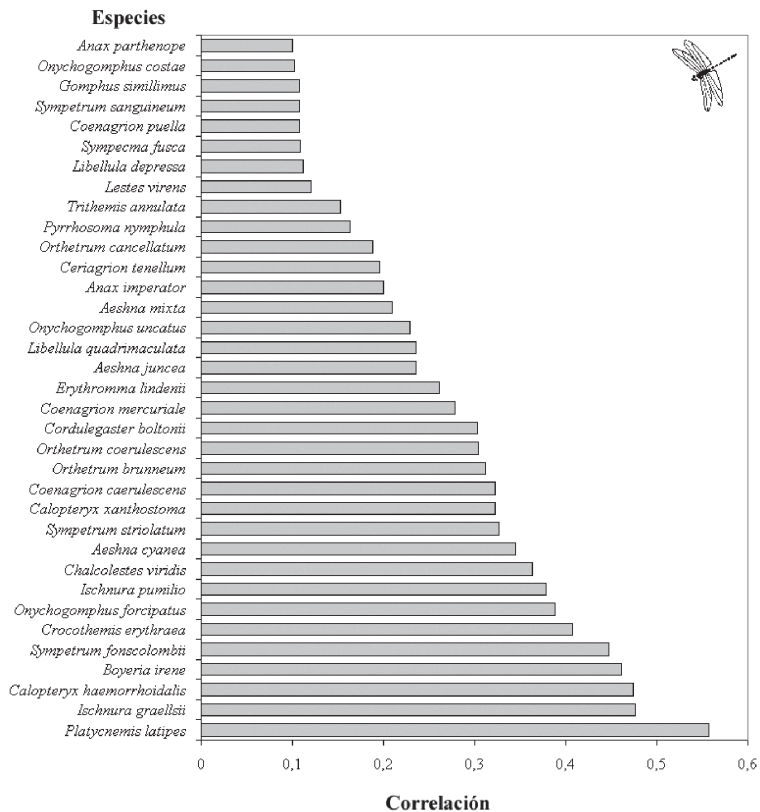


prevalencia de *C. haemorrhoidalis*, *P. latipes* y *B. irene* en el primer grupo (CDEFG), frente a la mayor de *I. graellsii* y *S. fonscolombii* en el segundo (HIJKLM).

Una vez analizada la distribución general de las especies de libélulas en comunidades, y qué especies definen las separaciones entre las ramas del dendrograma, pasaremos a analizar las relaciones entre la presencia de cada especie concreta y esa organización general del dendrograma. Estos resultados se exponen en la fig. 7-4. Al compararla con el número de localidades en las que aparece presente cada especie (figura 6-68), observamos que las que están presentes en un mayor número de localidades tienen una distribución más correlacionada con el conjunto del dendrograma, pero que no se sigue una identidad perfecta en esa relación, y que especies presentes en un pequeño número de localidades pueden presentar una correlación importante con la organización general del dendrograma, al ser específicas de tipos de comunidades concretos.

■ FIGURA 7-4

Correlaciones entre la presencia de cada especie y la organización general del dendrograma de las comunidades de libélulas. Se incluyen sólo aquellas especies con una correlación superior al 0,1



Así, *Platycnemis latipes*, la libélula presente en un mayor número de localidades (83 tramos, 45% del total de estaciones), es también la que presenta una correlación mayor con la estructura general del dendrograma (0,56). La segunda especie con una correlación mayor es *Ischnura graellsii*, aunque por número de localidades es la cuarta, suele preferir los tramos con zonas de pozas. *Calopteryx haemorrhoidalis*, *Boyeria irene*, *Sympetrum fonscolombii*, *Crocothemis erythraea*, y *Onychogomphus forcipatus* mantienen prácticamente la misma posición relativa, una vez tenida en cuenta la mayor influencia de *I. graellsii*. *Ischnura pumilio*, decimotercera por número de poblaciones, está la octava en cambio por correlación. Al igual que en el caso de *I. graellsii*, hemos de buscar en su preferencia por unos medios concretos la explicación para estas diferencias.

Del resto de especies, son destacables las posiciones de *Aeshna juncea* y *Libellula quadrimaculata*. Su presencia es muy discreta en las localidades muestreadas en este estudio (tres tramos en cada caso, algo menos de un 2% de las estaciones muestreadas), pero ocupan lo posición vigésima en las correlaciones (con un 0,24), debido a su localización exclusiva en tramos pirenaicos de alta montaña, muy diferentes del resto de comunidades de libélulas de la red fluvial aragonesa.

Observando estas diferencias en las correlaciones entre la organización general del dendrograma de las comunidades de libélulas y la presencia de especies concretas, cabe preguntarse si existe un número menor de especies que se distribuyan de acuerdo con este patrón. Serían especies indicadoras de los tipos de comunidades, en sentido amplio, y cuyos datos de presencia nos permitirían generar un patrón de localidades similar al obtenido con las comunidades completas. En realidad, con los datos de presencia de tan solo 12 especies (*C. haemorrhoidalis*, *C. xanthostoma*, *C. viridis*, *P. latipes*, *I. graellsii*, *A. cyanea*, *B. irene*, *O. forcipatus*, *C. boltonii*, *O. brunneum*, *C. erythraea* y *S. fonscolombii*) obtenemos un patrón de organización de las comunidades muy similar (coeficiente correlación 0,955, $p < 0,001$) al obtenido con todas las especies (45).

7.3.3. VARIABLES RELACIONADAS CON LA ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE ODONATOS

La valoración de las variables geográficas (latitud, longitud, altitud, tipo teórico de río) y estructurales (iluminación, cobertura vegetal y naturalidad de las orillas, tamaño cauce, temporalidad y velocidad de la corriente) nos permite valorar qué conjunto de variables está más correlacionado con la organización del análisis jerárquico de comunidades de odonatos. El mejor ajuste (correlación de Spearman = 0,233, $p < 0,001$) se consigue al utilizar cinco variables: altitud, temporalidad, iluminación, tipo teórico de río y velocidad de la corriente. Si eliminamos del sistema bien la velocidad de la corriente o bien la temporalidad (manteniendo la otra variable) la correlación baja ligeramente (0,223).

La variable de altitud seleccionada es la clasificación de Ollero Ojeda *et al.* (2003). Los tramos situados por debajo de los 800 m s.n.m. son relativamente más homogéneos, en cuanto a la fauna de libélulas se refiere.

En el caso de la red fluvial aragonesa las localidades situadas a mayor altitud presentan unas comunidades con un menor número de especies y, entre ellas, especies que son exclusivas de estas zonas en Aragón, como *Aeshna juncea* y *Libellula quadrimaculata*.

Respecto a la temporalidad, hay que tener en cuenta que los gradientes de temporalidad pueden ser herramientas útiles para explorar la organización de las comunidades de los diver-

Los taxones de invertebrados acuáticos (ver, p. ej., Wellborn *et al.*, 1996). Así, Bonada i Caparrós (2003) encuentra que la categorización de los tramos de acuerdo con su régimen hídrico (permanentes, temporales o efímeros) permite obtener una información más ajustada de las comunidades de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos. La importancia de la temporalidad a la hora de clasificar las comunidades de libélulas de medios fluviales mediterráneos ha sido puesta de manifiesto en algunos trabajos (p. ej., Ferreras Romero, 1984), del mismo modo que ocurre con los medios de aguas estancadas (p. ej., Schindler *et al.*, 2003; Torralba Burrial & Ocharan, 2005h). Los tramos afectados por una temporalidad más acusada presentan algunas especies propias de aguas estancadas, como *Lestes barbarus*, o que habitan preferentemente aguas estancadas o con muy poca corriente (*Sympetrum sanguineum*). Además presentan especies compartidas con los medios de aguas estancadas, como *Chalcolestes viridis* (presente en el 29% de las estaciones de mayor temporalidad y en el 14% de las de menor) o *Ischnura graellsii* (presente en el 41% de las estaciones con mayor temporalidad y en el 23% de las de menor) e *Ischnura pumilio*. En estos hábitats las larvas de libélula se pueden encontrar en la parte alta de las redes tróficas, especialmente cuando las pozas a las que quedan reducidas en verano estas corrientes carecen de peces, como ocurría en Santa María de la Nuez o El Frago. No suelen aparecer las especies más reófilas, como *Platycnemis latipes* (presente en la mitad de las estaciones con temporalidad media o baja pero sólo en un 9% de las que presentaba mayor temporalidad) o *Calopteryx xanthostoma*; por el contrario la cogenérica *C. haemorrhoidalis* se encuentra en un tercio de las estaciones de mayor y de las de menor temporalidad.

Esta semejanza con comunidades de aguas estancadas es compartida también con algunos grandes ríos con temporalidad menos acusada, y ya ha sido comentada al hablar de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, que podían presentar explosiones demográficas de taxones propios de aguas estancadas en las pozas que quedaban con agua (p. ej., los cladóceros en el río Vero en Santa María de la Nuez). Como ocurre con otros grupos (p. ej., Williams, 1996, Schneider & Frost, 1996), las comunidades de libélulas de estos tramos temporales presentan unas especies adaptadas a estos hábitats, junto con otras circunstanciales.

La iluminación del cauce ha sido también señalada como una de las variables ambientales más importantes para explicar la organización de las comunidades de libélulas en diversos medios acuáticos (Samways & Steytler, 1996; Clausnitzer, 2003). En el caso de la red fluvial aragonesa aparece correlacionada con la organización de las comunidades de libélulas. Así, encontramos un grupo de especies relativamente amplio asociado a cauces soleados, entre las que destaca *Platycnemis latipes*. Son más escasas las especies con preferencia por los tramos con sombra. Entre estas, *Cordulegaster boltonii* muestra una preferencia por los tramos sombríos, forestados, ordenándose su presencia según el gradiente de iluminación del cauce (40% de los tramos sombríos, 20% de los tramos con orillas sombrías y 8% de los tramos soleados). *Boyeria irene* está presente en un 47% de los tramos sombríos, pero no muestra diferencias entre los de orillas sombrías y los soleados en los que también es relativamente frecuente (32 y 29%, respectivamente), por lo que no resulta indicadora para esta característica.

La velocidad de la corriente incrementa la correlación con el dendrograma general en menor medida que las otras variables tratadas hasta ahora. El análisis del valor indicador muestra la práctica ausencia de especies exclusivas de las corrientes muy rápidas (los dos individuos de *Sympetrum vulgatum* encontrados pudieran ser individuos vagantes) y de las muy lentas (únicamente *S. sanguineum*), pero que sí que hay especies que se decantan por las aguas más o menos rápidas, y otras por las más o menos lentas. Esto puede ayudarnos a discernir la dis-

tribución a pequeña escala de especies próximas, como por ejemplo las del género *Calopteryx* (mostrando preferencia ambas por las velocidades intermedias, *C. xanthostoma* parece decantarse por las que son un poco más rápidas que *C. haemorrhoidalis*).

La correlación con el dendrograma resulta, no obstante, bastante baja, puesto que sólo indica una variación similar entre esas variables y las comunidades de libélulas cercana a la cuarta parte. Al incluir las estimas de variables climáticas (temperaturas, pluviosidad y radiación solar) sí se incrementa la correlación con el dendrograma general de las comunidades de libélulas (desde 0,233 a 0,328, $p < 0,001$). En este caso, se mantiene la iluminación del cauce y la temporalidad como variables con correlaciones explicativas del dendrograma, a las que se añaden la pluviosidad, la temperatura media, la temperatura máxima (o la mínima) y la radiación solar. El hecho de que desaparezcan ahora las variables de tipo teórico de río y altitud nos indica su relación con las nuevas variables climáticas. Esto es lógico, puesto que la altitud no es un factor determinante en sí mismo, sino derivado de las condiciones climáticas que implica: principalmente la temperatura y también la pluviosidad. Y, en cuanto al tipo teórico de río, los diagramas ombrotérmicos muestran las diferencias en temperatura y pluviosidad de las zonas geográficas principales.

Entre estos factores climáticos, debemos recordar que la temperatura es posiblemente el factor físico que, por sí mismo o en compañía de otros, tiene el efecto más importante sobre la vida de los organismos (Krebs, 1986; Begon *et al.*, 1987). Se ha indicado que afecta al desarrollo larvario, ciclo vital, distribución y comportamiento de los invertebrados acuáticos (p. ej., Corbet, 1980, 1999, 2002; Cothran & Thorp, 1982; Pickup *et al.*, 1984; Eversham & Cooper, 1998; Torralba Burrial & Ocharan, 2003c), afectando los gradientes de temperatura a la organización de sus comunidades (p. ej., Milner *et al.*, 2001; Burgherr & Ward, 2001).

La forma en la que varía la temperatura define su papel potencial en la distribución y abundancia de los organismos. Estas variaciones pueden ser: latitudinales (disminución hacia los polos), altitudinales (disminución con incrementos en altitud), continentales (más extremas en el interior de los continentes), estacionales (mayores en unas que en otras), nictimerales (mayores por el día que por la noche), microclimáticas (dependiendo del hábitat concreto) y batimétricas (dependiendo de la profundidad) (Begon *et al.*, 1987); todas ellas pueden afectar a la distribución de las libélulas.

En el caso de Aragón, las variaciones más importantes son las altitudinales, de ahí la asociación de las variables de temperatura con la altitud. Las variables de temperatura que entran a formar parte del conjunto correlacionado son la división de las estaciones por la temperatura media en tres grupos y por la media de las máximas (o de las mínimas) en dos grupos. Esto es así porque las mayores diferencias se daban entre las estaciones situadas a mayor altitud (con temperaturas medias anuales, medias de las mínimas y medias de las máximas bajas) y el resto de estaciones (fig. 7-3), reflejando mejor la división del rango de temperaturas mínimas/máximas en dos grupos estos valores extremos de las estaciones situadas a mayor altitud. Éstas presentan unas comunidades con un menor número de especies, pero propias en exclusiva de estos hábitats a gran altitud (*Aeshna juncea*, *Libellula quadrimaculata*), lo que refuerza su singularidad.

Pese a esta relación clara con la altitud, al introducir datos de estimas de temperaturas, éstos reemplazan a la altitud como variable explicativa de las comunidades de libélulas, indicado que éstos representan mejores aproximaciones debido a los cambios comentados en la temperatura con otras variables.

La inclusión de las variables directamente extraídas de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos incrementa la parte explicada de la organización espacial de las comunidades de libélulas (la correlación) desde el 0,279 de la iluminación, temporalidad, tipo teórico de río y altitud (la correlación es mayor al haber menos estaciones) al 0,309, al entrar la agrupación de las comunidades de macroinvertebrados. En el caso de utilizar también las climáticas no hay incremento apreciable al introducir las de macroinvertebrados (pasa de 0,343 a 0,347, sustituyendo el tipo teórico por la agrupación de las comunidades de macroinvertebrados). El que este incremento sea pequeño puede deberse a que varían de forma distinta unas y otra comunidades, o a que parte de la correlación entre ambas comunidades ya esté incluida en la parte explicada por las otras variables. Para discernir ese punto analizaremos luego las relaciones entre ambos tipos de comunidades (sección 7.3.4).

Como posibles variables a valorar en un futuro para incrementar nuestro conocimiento de la organización de las comunidades de libélulas, incrementando la correlación entre los factores abióticos y los dendrogramas de comunidades, estaría la pendiente del terreno. Este factor ha sido invocado para explicar las diferencias altitudinales y de distribución de *Calopteryx virgo* entre las regiones de la Península Ibérica (Ocharan & Torralba Burrial, 2004). Su medida a través de la cartografía actualmente disponible no es factible, como se ha indicado en el subapartado 7.2.3, dado que el valor requerido es la pendiente del tramo concreto, siendo una característica para ser valorada a escala de meso/microhábitat.

7.3.4. RELACIÓN CON LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS Y EL ESTADO ECOLÓGICO

Existe una cierta correlación entre la similitud que presentan las comunidades de odonatos y las de macroinvertebrados bentónicos de cada tramo. El valor de esta correlación varía según consideremos de igual forma a todos los taxones que componen la comunidad de macroinvertebrados o demos más importancia a los taxones más abundantes en cada tramo. Esta correlación es aproximadamente de 0,25, disminuyendo al considerar las densidades de macroinvertebrados sin transformar.

En cierta medida, los tramos con comunidades de macroinvertebrados más similares entre sí presentan comunidades de libélulas más similares, mostrando que las diversas fracciones del ecosistema acuático responden de forma parcialmente similar al conjunto de características (geográficas, climáticas, hidromorfológicas o biológicas) que las determinan. Esta correlación es significativa ($p < 0,001$ en todos los casos), aunque no muy elevada, lo que indica las diferencias entre las respuestas de cada grupo de organismos frente a estos condicionantes.

Esto nos da pie a pensar que las comunidades de odonatos podrían emplearse como indicadores del estado de conservación de los ríos, ya que están correlacionadas con las comunidades de macroinvertebrados. Al analizar la posible correlación entre la riqueza de odonatos de un tramo y las comunidades de macroinvertebrados encontramos que presenta valores medios (0,4-0,47), y significativos ($p < 0,001$) frente a las variables de riqueza (número de taxones) o de riqueza ponderada con la sensibilidad a la contaminación (valoración del IBMWP) de la comunidad de macroinvertebrados. La correlación entre la diversidad (medida como riqueza de especies/taxones) de estas comunidades es mayor que la que había entre las similitudes entre estaciones.

Esta correlación no se mantiene con otras valoraciones de la calidad de las aguas, como el valor del índice IASPT, aunque ya hemos comentado las razones para preferir el uso de valo-

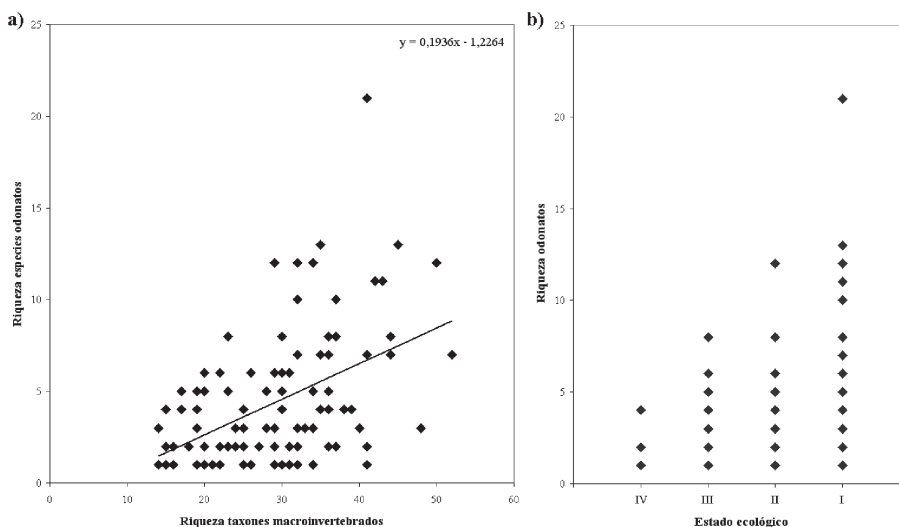
raciones aditivas (IBMWP) frente a promedios (IASPT) en la calidad de las aguas (cap. 4). Debido a la correlación con la valoración del IBMWP, también existe una correlación con el estado ecológico del tramo, siendo menor debido a que las clases de calidad no tienen todas las mismas amplitudes en el IBMWP.

La explicación a estas correlaciones queda más clara al exponerla gráficamente (fig. 7-5). Los tramos con comunidades pobres de macroinvertebrados tienden a tener comunidades pobres de odonatos, y los tramos con una riqueza elevada de macroinvertebrados tienen a tener una riqueza de odonatos elevada también. No obstante, dentro de los tramos con una riqueza intermedia de macroinvertebrados observamos una gran variación en cuanto a la riqueza de odonatos, pudiendo ser esta alta, intermedia o baja sin ser determinante la riqueza de macroinvertebrados.

Al analizar esta relación sustituyendo la riqueza de macroinvertebrados por el estado ecológico del tramo (valorado mediante estas comunidades de macroinvertebrados, capítulo 4) se puede apreciar que en los tramos con estado ecológico bajo no se encuentra una elevada diversidad de odonatos, mientras que en los que tienen un estado ecológico alto podemos encontrar gran variabilidad en la riqueza de especies de odonatos. Además, existen tramos con elevada diversidad de macroinvertebrados y en los que no se ha encontrado ningún odonato, ya sea por su elevada pendiente o por la meteorología durante el muestreo. La comparación de las diferencias de similitudes intra e interclases de estado ecológico de las comunidades de odonatos de los tramos no muestra un patrón claro que siga ese gradiente (tabla 7-1).

FIGURA 7-5

Relación entre la riqueza de las comunidades de odonatos y las de macroinvertebrados bentónicos en las distintas estaciones de la red fluvial aragonesa (n=107). a) Riqueza de especies de odonatos frente a riqueza de taxones de macroinvertebrados (odonatos excluidos) R Pearson = 0,47, $p < 0,001$. b) Riqueza de especies de odonatos frente a estado ecológico del tramo según las comunidades de macroinvertebrados bentónicos R Spearman = -0,338, $p < 0,001$



Dicho de otra forma, una baja diversidad de odonatos no nos indica que un tramo presente un estado ecológico bajo, pero una elevada diversidad sí que indica que el tramo presenta un estado ecológico alto. Esto puede ser debido a los complejos requerimientos de hábitat de algunas especies, de forma que la presencia de una fauna diversa de odonatos se puede considerar un indicador fiable de la estabilidad, salud e integridad de un medio acuático (Corbet, 1999). Además, diversos tipos de perturbaciones humanas pueden generar distintas comunidades de libélulas (Samways & Steytler, 1996). Sin embargo, las poblaciones de adultos se recuperan mucho más rápido espacio-temporalmente tras una perturbación que las larvarias (p. ej., Watson *et al.*, 1982), debido a la capacidad de dispersión de los adultos y a que las señales que emplean en la selección de hábitat no tienen en cuenta determinadas perturbaciones. A consecuencia de esa falta de linealidad entre macroinvertebrados y odonatos, el conjunto de la comunidad de odonatos no resulta un buen indicador, y por tanto su uso como indicadora del estado de conservación de un río debe realizarse teniendo en cuenta estas limitaciones.

Ahora bien, es posible que la presencia de especies concretas resulte un mejor indicador que el conjunto de la comunidad. O que incluso determinadas especies puedan ser indicadoras de hábitats no afectados por perturbaciones concretas (Samways & Steytler, 1996).

■ TABLA 7-1

Análisis de similitudes (ANOSIM) entre las comunidades de odonatos de los tramos fluviales aragoneses, según las clases de estado ecológico basadas en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (capítulo 4)

Estado Ecológico	I	II	III
II	0,056 *		
III	0,258 ***	0,050 n.s.	
IV	0,109 n.s.	-0,142 n.s.	0,329 **

R global = 0,089, p<0,01. Significación: * p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001; n.s. = no significativo.

Las especies presentes en un mayor número de estaciones (*P. latipes*, *C. haemorrhoidalis* y *B. irene*) suelen estar presentes entre las que explican las semejanzas y diferencias entre los tramos con el mismo y distinto estado ecológico asignado. Así, las dos primeras están presentes en las diferencias entre todas las clases y son responsables de una parte importante de las similitudes intraclases (salvo en el caso de *C. haemorrhoidalis* en la clase III). La presencia de *B. irene* marca diferencias entre las estaciones de todas las clases salvo entre las de clase III y las de clase IV; de forma similar (aunque menos marcada) ocurre con *O. forcipatus*. *C. xanthostoma*, por su parte, marca diferencias entre las estaciones de todas las clases, y es responsable de semejanzas dentro de clases con mejor estado ecológico (I y II).

No obstante, al ser las diferencias relativas en la presencia de especies entre grupos las que marcan su valor para separar grupos, estas especies más frecuentes pueden no ser las que den cuenta de los mayores porcentajes de similitud/diferencia. Así, en el grupo de los tramos con un estado ecológico moderado (clase III), son *I. graellsii* y *S. fonscolombii* las que dan cuenta de las mayores similitudes dentro de la clase y diferencias con otras clases, ya que están presentes en un porcentaje muy alto de las estaciones de clase III en relación al resto. A estas dos especies se une, en menor medida, *E. lindenii*.

Para saber si alguna de esas especies que marcan las similitudes dentro de cada clase y las diferencias entre clases resulta indicadora significativamente del estado ecológico, y por tanto podría ser empleada para valorar el estado de conservación de un tramo de río, se ha analizado el valor indicador de cada especie.

Existe un grupo de especies de odonatos (clasificadas como indicadoras de la clase III) cuyos adultos pueden encontrarse (y se encuentran) en tramos que presentan condiciones de degradación (estado ecológico moderado). Son especies habituales de aguas estancadas, que como hemos indicado aparecen generalmente en tramos de corrientes lentas o remansadas, desde barrancos a grandes ríos. Precisamente estos grandes ríos son los que presentan en Aragón cargas de contaminación mayores y, por tanto, categorías de estado ecológico menores (ver cap. 4).

En algunos casos (*S. fonscolombii*), pese a estar ampliamente distribuidos por la red fluvial aragonesa (cap. 6), no se ha constatado que se reproduzca (presencia de exuvias) en corrientes de agua. Esta ubicuidad de los adultos, por lo menos en Aragón, imposibilita su uso como posible indicador. Hay que indicar que el resto de especies de este grupo (*I. graellsii*, *I. pumilio*, *E. lindeni*) también mantienen su presencia en tramos menos degradados (con estado ecológico bueno o muy bueno) cuando las condiciones del medio son las propicias, por lo que no parece apropiado su uso como indicadores de tramos alterados.

En el grupo de especies clasificadas como indicadoras de los tramos de clase I sí que encontramos algunas con un uso prometedor como indicadoras. La presencia de sus adultos en tramos degradados es baja o nula. De estas tres especies, *O. uncatatus* presenta dos problemas que desaconsejan su uso como indicador: presenta una distribución reducida en la red fluvial aragonesa y la separación específica con el cogenérico y mucho más común *O. forcipatus*, requiere la observación detallada (con prismáticos) de los ejemplares posados o su captura. Ambas especies han sido consideradas útiles como indicadores biológicos en estado larvario, siendo menos tolerante *O. uncatatus* (Ferrerías Romero, 1988), la única que aparece como indicadora de un estado ecológico muy bueno en la red fluvial aragonesa.

Las otras dos especies en cambio son fácilmente identificables en el campo a simple vista incluso en vuelo. Tan solo hay dos cordulegástridos presentes en España, pero la distribución ibérica de *C. bidentata* se reduce a los Pirineos (cap. 6), asociada a pequeños arroyuelos de cabecera (regatos), en zonas muy montañosas, es decir, está limitada a unas condiciones muy concretas, unos medios que no suelen tenerse en cuenta a la hora de valorar su estado ecológico. Así pues, en la mayor parte de los tramos en los que se observe un cordulegástrido será *C. boltonii*. Sus exuvias son fácilmente identificables a simple vista y de localización sencilla.

Boyeria irene es la única representante de su género en Europa continental, la combinación de su tamaño y coloración (corporal y alar) la separa perfectamente de otras libélulas. Sus exuvias también son fácilmente identificables y de localización muy sencilla.

Si consideramos una división del estado ecológico entre las clases permitidas en la Directiva Marco del Agua (muy bueno y bueno) frente a las que necesitan mejorarlo (moderado y deficiente), el valor indicador IndVal para estas dos especies (*B. irene* = 36,49; *C. boltonii* = 22,92) sigue siendo significativo ($p < 0,001$ para *B. irene*, $p < 0,01$ para *C. boltonii*).

Ambas especies parecen ser buenas candidatas para su utilización como indicadores del estado de conservación de los ríos. De ambas se ha indicado su intolerancia a la contaminación y han sido propuestas como indicadoras de la calidad de las aguas en estado larvario (García de Jalón Lastra & González del Tánago, 1986; Ferrerías Romero, 1988), y aquí mostramos su utili-

dad también como adultos. No obstante, complementar la presencia de los adultos con censos de exuvias daría sin duda resultados más precisos. Aunque de distribuciones similares, sí que presentan diferencias en cuanto a su frecuencia según algunas características de los tramos (secc. 7.3.4), siendo recomendable evaluar las poblaciones de ambas, en vez de usar una sola.

Las características que presentan estas especies (conspicuidad, facilidad de identificación, valor indicador de tramos con pocas alteraciones, posibilidad de convertirse en especies emblemáticas) las hacen muy adecuadas para desarrollar programas de seguimiento por medio de guardería o de voluntarios (p. ej., en el Programa de Voluntariado de Ríos actualmente impulsado por el Ministerio de Medio Ambiente).

8. Conclusiones

Hemos agrupado las conclusiones de esta Tesis Doctoral en cinco grupos, correspondientes a las cinco cuestiones principales estudiadas en esta memoria.

1. La comparación de los dos métodos de muestreo (para macroinvertebrados bentónicos en aguas corrientes someras) recogidos en las normas de la Directiva Marco del Agua, muestra que ninguno de los dos métodos empleados (muestreador Surber y red manual) garantiza la captura de todos los taxones de macroinvertebrados presentes en la comunidad en un momento determinado (capítulo 3). Ambos métodos proporcionan resultados similares cuando se emplean en un mismo tramo de río y son muestreados los tipos de regímenes principales en dicho tramo. Esta similitud se manifiesta en elevados índices de correlación y pendientes cercanas a 1 (número de taxones capturados, número de grupos EPT, número de taxones que entran a formar parte del índice IBMWP, valor de este índice y del IASPT). La equivalencia, pues, a efectos de lo indicado en la Directiva Marco del Agua, queda garantizada. No obstante, conviene destacar que el muestreador Surber muestra una mayor eficiencia media ($89,16 \pm 5,90\%$) que la red manual ($76,82 \pm 8,68\%$) en el número total de taxones capturados (t de Student, $p < 0,01$).

El muestreador Surber presenta una clara ventaja frente a la red manual: delimita el espacio a muestrear, con lo que nos permite obtener valores de abundancias en forma de densidades comparables espacio-temporalmente. Los muestreos realizados con una red de mano presentan el inconveniente de no fijar el espacio muestreado (no se pueden determinar densidades); además, son más sensibles a las condiciones del investigador (cansancio, ánimo), por lo que los esfuerzos de muestreo no resultan equivalentes y, por tanto, las abundancias obtenidas no son comparables entre muestreos, ni mucho menos entre estudios distintos. En el caso de muestreos con red de mano en los que ni siquiera se fija el tiempo de muestreo en cada tramo, queda claro que las abundancias no son comparables. Otra ventaja del muestreador Surber, menos importante, es que la perturbación causada en el medio resulta menor, debido a que se actúa sobre un espacio menor que cuando se realiza el muestreo con red manual.

2. Una vez validado el método de muestreo, estamos en condiciones de valorar el estado ecológico de la red fluvial aragonesa (capítulo 4). Se puede considerar como relativamente positivo: un 84% de los tramos estudiados tenían un estado ecológico bueno o muy bueno, por lo menos en lo referido a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Es importante hacer esta salvedad, puesto que otros indicadores (de conectividad fluvial, de bosque de ribera o de peces) podrían dar valores inferiores en algunos de esos tramos, con lo que su estado ecológico general sería menor.

Para valorar correctamente este buen porcentaje, debemos tener en cuenta que la distribución de los tramos con estados ecológicos inferiores al bueno no es aleatoria: los tramos de los grandes ríos (Jalón, Arba, final del Cinca y Ebro, eje principal de la cuenca) y del Turia se encuentran gravemente deteriorados. La magnitud de los vertidos urbanos, industriales y agrícola-ganaderos que soportan es muy superior a la capacidad de autodepuración de estos ríos. Los tramos de las zonas montañosas, especialmente en los Pirineos, son los que se encuentran mejor conservados.

3. La regionalización de la red fluvial aragonesa mediante sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos se expone en el capítulo 5. Los análisis jerárquicos de comunidades y de escalamiento multidimensional confirman la organización de las comunidades de macroinvertebrados de acuerdo con las grandes unidades del relieve aragonés: montaña pirenaica, montaña prepirenaica, grandes ríos, depresión y montaña ibérica.

Debido a la intensa degradación que padecen los ríos que nacen en la depresión del Ebro o discurren por ella (región depresión), no es posible valorar correctamente sus comunidades. Para el resto de regiones se han detectado taxones que se pueden considerar como indicadores de cada una de ellas.

La separación entre estos tipos teóricos de ríos así definidos no es drástica, sino que se ordenan de acuerdo con sus similitudes siguiendo un gradiente. Las diferencias quedan más claras si en el análisis tomamos sólo las estaciones menos alteradas (con un estado ecológico muy bueno). También quedan más claras si utilizamos los datos de presencia o una transformación drástica (raíz cuarta) de las abundancias de los distintos taxones (no obstante, sigue habiendo diferencias significativas entre tipos de río al considerar las abundancias). Es decir, la presencia de determinados taxones estaría más relacionada con factores regionales y de tipo de río, mientras que las abundancias responderían más a factores locales, o incluso concretos del tramo estudiado. La ordenación del MDS muestra que las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se organizan de acuerdo tanto con el tipo de río propuesto como con el estado ecológico del tramo.

4. El catálogo de los odonatos de Aragón establecido aquí contiene 59 especies, 45 de las cuales han sido encontradas en este estudio (capítulo 6). El conocimiento de su distribución se ha visto fuertemente incrementado por esta Tesis, pese a estar circunscrita a medios fluviales, llegando casi a duplicar el número de poblaciones conocidas (45% del total) y el de cuadrículas UTM 10x10km de las que existen datos (de 116 a 191). Quedan todavía amplias zonas de la geografía aragonesa sin datos (especialmente en Zaragoza y Teruel).

La odonatofauna aragonesa sigue las mismas pautas biogeográficas que la ibérica (fauna predominantemente mediterránea, con importante presencia de elementos ibero-magrebíes, y un cierto componente nórdico), si bien la aparente ausencia de seis elementos etiípicos y de cinco eurosiberianos (éstos sólo encontrados en Cataluña dentro de la Península) disminuye los porcentajes de estos dos tipos de elementos.

5. Las diferencias más importantes en cuanto a las comunidades fluviales de odonatos, se encuentran entre los tramos situados a gran altitud en la montaña pirenaica, con especies propias, y el resto (capítulo 7). Las variables geográficas e hidromorfológicas que más influyen sobre la ordenación de estas comunidades son la altitud, la temporalidad, la iluminación del cauce, el tipo teórico de río y la velocidad de la corriente. Al incluir las variables climáticas, se incrementa la correlación y sólo quedan como variables explicativas la iluminación del cauce y la temporalidad, a las que se añaden la temperatura (la mínima o la máxima y la media anual), la pluviosidad y la radiación solar.

Las comunidades de odonatos presentan una correlación significativa, aunque baja, con las de macroinvertebrados: una elevada diversidad de odonatos indica que ese tramo también presenta una elevada diversidad de macroinvertebrados y un buen estado ecológico, pero las inferencias no pueden ir más allá.

Dos especies concretas de libélulas, *Boyeria irene* y *Cordulegaster boltonii*, aparecen como indicadoras de las categorías de estado ecológico muy bueno y bueno (del muy bueno en particular). Su uso como especies indicadoras resulta posible, especialmente si tenemos en cuenta su fácil localización (tamaño grande y comportamiento conspicuo) e identificación en el campo, lo que facilita su empleo en programas de seguimiento por parte de la guardería o voluntarios.

9. Bibliografía

- ACORN, J. 2004. *Damselflies of Alberta. Flying neon toothpicks in the grass*. The University of Alberta Press, Edmonton, 156 pp.
- AENOR (ed.). 1995a. *UNE-EN 28265:1995. Calidad del agua. Concepción y utilización de los muestreadores de macro-invertebrados bénticos sobre sustrato rocoso en aguas dulces poco profundas. (ISO 8265:1988). (Versión oficial EN 28265:1994)*. AENOR, Madrid, 14 pp.
- AENOR (ed.). 1995b. *UNE-EN 27828:1995. Calidad del agua. Métodos de muestreo biológico. Guía para el muestreo manual con red de macroinvertebrados bénticos. (ISO 7828:1985). (Versión oficial EN 27828:1994)*. AENOR, Madrid, 12 pp.
- AENOR (ed.). 2001. *UNE-EN ISO 8689-1. Calidad del agua. Clasificación biológica de los ríos. Parte 1: Guía para la interpretación de los datos relativos a la calidad biológica a partir de estudios de macroinvertebrados bénticos (ISO 8689-1:2000)*. AENOR, Madrid. 13 pp.
- AGUESSE, P. 1968. *Les odonates de l'Europe Occidentale, du Nord de l'Afrique et des Iles Atlantiques*. Masson et cie Éditeurs, París, 258 pp.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA) II*: 203-213.
- ALBA-TERCEDOR, J. 2000. BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. *Biologia Ambientale*, 14(2): 65-67.
- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 8: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, S. ROBLES, C.E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M.L. SUÁREZ, M. TORO, M.R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnética*, 21(3-4): 175-185.
- ALBISU, J., V. ANDRÉS, P. CORTÉS, J. DE LA RIVA, M. GARCÍA, F. PÉREZ & M. SÁNCHEZ 1998. Las aguas. En: S. Escolano (dir.) *Atlas multimedia de geografía de Aragón*. CAI, Institución Fernando el Católico, Universidad de Zaragoza, Zaragoza.
- ALLAN, J.D. 1995. *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, Londres, 388 pp.
- ALLAN, J.D. 2004. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnética*, 23: 187-198.
- ALLUÉ ANDRADE, J.L. 1990. *Atlas fitoclimático de España: taxonomías*. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 221 pp.
- ALTABA, C.R. 2000. La última oportunidad de *Margaritifera auricularia*, nuestro bivalvo de agua dulce más amenazado. *Quercus*, 170: 16-23.
- ALTABA, C.R.; P.J. JIMÉNEZ & M.A. LÓPEZ 2001. El temido mejillón cebra empieza a invadir los ríos españoles desde el curso bajo del río Ebro. *Quercus*, 188: 50-51.
- ALVARADO Y DE LA PENA, S. DE. 1832. *El reino mineral y la mineralogía en general y en particular de España*. Imprenta de Villaamil, Madrid, 293 pp.
- ÁLVAREZ HALCÓN, R.M., R. ARAUJO & G. DELVENE 2000. *Margaritifera auricularia*, un bivalvo de agua dulce amenazado en Aragón. *Naturaleza Aragonesa*, 5: 29-37.
- ÁLVAREZ, M., I. PARDO, G. MOYÁ, G. RAMÓN & A. MARTÍNEZ-TABERNER 2001. Invertebrate communities in temporary streams of the island of Majorca: a comparison of catchments with different land use. *Limnética*, 20: 255-266.
- ÁLVAREZ, R. 2001. El mejillón cebra: una amenaza para el Ebro. *Ibón*, 15: 16-20.

- ANDOLZ, R. 1977. *Diccionario aragonés*. Librería General, Zaragoza, 422 pp.
- ANDREU RUBIO, J.M. 1953. *Los insectos «Odonatos» en la provincia de Murcia*. Publicaciones de la Universidad de Murcia, Murcia, 15 pp.
- ANSELIN, A. & M. FERRERAS ROMERO 1987. Datos para el estudio faunístico de los odonatos de la provincia de Huesca (España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 83: 35-42.
- ANSELIN, A. & I. HOSTE 1996. Dragonfly records from the Sierra de la Demanda and the Sierra de Urbión, Spain, with notes on habitat and altitudinal range. *Adv. Odonatol.*, Suppl. 1: 9-12.
- ANSELIN, A. & F.J. MARTÍN. 1986. Odonatos de las provincias de Teruel y Cuenca. *Misc. Zool.*, 10: 129-134.
- ARAGÜES, C. 1989. *Dizionario Aragonés · Castellán/Castellano · Aragonés*. Ligallo de Fablans de l'aragonés, Zaragoza, 612 pp.
- ARAUJO ARMERO, R. & R.M. ÁLVAREZ HALCÓN. 2001. El mejillón cebra en el Ebro: un grave caso de riesgo ambiental en Aragón. *Naturaleza Aragonesa*, 8: 39-46.
- ARAUJO, R. & M.A. RAMOS. 1998. *Margaritifera auricularia* (Unionoidea, Margaritiferidae), the giant freshwater pearl mussel rediscovered in Spain. *Graellsia*, 54: 129-130.
- ARAUJO, R.; D. MORENO & M.A. RAMOS. 1992. El molusco asiático (*Corbicula fluminea*) invade los ríos de la Península Ibérica. *Vida Silvestre*, 71: 27-31.
- ARGERICH, A., M.A. PUIG & E. PUPILLI 2004. Effect of floods of different magnitude on the macroinvertebrate communities of Matarranya Stream (Ebro river basin, NE Spain). *Limnetica*, 23: 283-294.
- ARMITAGE, P.D. & I. PARDO. 1995. Impact assessment of regulation at the reach level using macroinvertebrate information from mesohabitats. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 10: 147-158.
- ASKEW, R.R. 1988. *The dragonflies of Europe*. Harley Books, Colchester, 291 pp.
- ASKEW, R.R. 2004. *The dragonflies of Europe (revised edition)*. Harley Books, Colchester, 308 pp.
- AZPILICUETA AMORIN, M., C. REY RAÑO, F. DOCAMPO BARRUECO, X.C. REY MUÑOZ & A. CORDERO RIVERA 2007. A preliminary study of biodiversity hotspots for odonates in Galicia, NW Spain. *Odonatologica*, 36: 1-12.
- BAIXERAS, J., J.M. MICHELENA, P. GONZÁLEZ, F. OCHARAN, C. QUIRCE, M.A. MARCOS, E. SOLER, J. DOMINGO, S. MONTAGUD, A. GUTIÉRREZ & M. ARLES 2006. *Les libèl·lules de la Comunitat Valenciana*. Generalitat Valenciana, Conselleria de Territori i Habitatge, Valencia, 170 pp.
- BARBOUR, M.T., J.B. STRIBLING & J.R. KARR 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. En: W. S. Davis & T. P. Simon (eds.) *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Lewis publishers, Boca Raton, pp. 63-77.
- BARBOUR, M.T., J.B. STRIBLING, J. GERRITSEN & J.R. KARR 1996. *Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers (revised edition)*. United States Environmental Protection Agency, 162 pp.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, & J.B. STRIBLING 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*. EPA 841-B-99-002. United States Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C, 339 pp.
- BARRACHINA, P. 2001. Los peces del río Ara. En: *El río Ara es de todos. Jornadas 2000*. Asociación Río Ara, Ligüerre de Ara (Huesca), pp. 119-124.
- BASTERO MONSERRAT, J.J. 1989. *Longinos Navás, científico jesuita*. Universidad de Zaragoza, Zaragoza, 229 pp.

- BEGON, M., L. HARPER & C.R. TOWNSEND 1987. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 886 pp.
- BENITEZ MORERA, A. 1950. *Los Odonatos de España*. Instituto Español de Entomología (CSIC), Madrid, 101pp.
- BERNARDI, R. DE 2001. Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. Preface. *J. Limnol.*, 60, sup. 1: i.
- BERNÁTH, B., G. SZEDENICS, H. WILDERMUTH & G. HORVÁTH 2002. How can dragonflies discern bright and dark waters from a distance? The degree of polarisation of reflected light as a possible cue for dragonfly habitat selection. *Freshw. Biol.*, 47: 1707-1719.
- BERTRAND, H. 1954. *Les insectes aquatiques d'Europe*. Paul Lechevalier, Paris, 557+547 pp.
- BLASCO ZUMETA, J. 1998. Los invertebrados. En: C. Pedrocchi Renault (coord.) *Ecología de Los Monegros. La paciencia como estrategia de supervivencia*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca & Centro de Desarrollo de los Monegros, Grañén, pp. 205-242.
- BLASCO ZUMETA J. & C. PEDROCCHI RENAULT 1998. Lista faunística. En: C. Pedrocchi Renault (coord.) *Ecología de Los Monegros. La paciencia como estrategia de supervivencia*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca & Centro de Desarrollo de los Monegros, Grañén, pp. 387-428.
- BLINN, D.W., J.P. SHANNON, L.E. STEVENS & J.P. CARDER 1995. Consequences of fluctuating discharge for lotic communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 14: 233-248.
- BOGAN, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoidea): a search for causes. *Am. Zool.*, 33: 599-609.
- BOLEA BERNÉ, L. 1996. Primera cita de *Cherax destructor* (Crustacea: Decapoda: Parastacidae) en Europa. *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 14: 49-51.
- BOLEA BERNÉ, L. I. 1995. *El cangrejo de río común en Aragón*. Zaragoza, 64 pp.
- BONADA, N., M. RIERADEVALL & N. PRAT 2000. Temporalidad y contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo mediterráneo (Riera de Sant Cugat, Barcelona). *Limnética*, 18: 81-90.
- BONADA, N., N. PRAT, A. MUNNÉ, M. PLANS, C. SOLÁ, M. ÁLVAREZ, I. PARDO, G. MOYÀ, G. RAMÓN, M. TORO, S. ROBLES, J. AVILÉS, M.L. SUÁREZ, M.R. VIDAL-ABARCA, A. MELLADO, J.L. MORENO, C. GUERRERO, S. VIVAS, M. ORTEGA, J. CASAS, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR & J. ALBATERCEDOR 2002. Intercalibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnética*, 21(3-4): 13-33.
- BONADA I CAPARRÓS, N. 2003. *Ecology of the macroinvertebrate communities in Mediterranean rivers at different scales and organization levels*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona, Barcelona, 355 pp.
- BONET BETORET, C. 1992. Sobre algunas especies raras de libelúlidos en España. *Navasia*, 1: 4.
- BOUDOT, J.P., G. JACQUEMIN & H.J. DUMONT 1990. Revision of the subspecies of *Onychogomphus forcipatus* (Linnaeus, 1758) in Europe and Asia Minor, and the true distribution of *Onychogomphus forcipatus unguiculatus* (Vander Linden, 1823) (Odonata, Gomphidae). *Bull. Annal. Soc. R. belge Entomol.*, 126: 95-111.
- BOWLES, G. DE 1789. *Introducción á la Historia Natural y á la Geografía Física de España. Tercera edición*. Imprenta Real, Madrid, 554 pp.
- BRADLEY, D.C. & S.J. ORMEROD 2002. Long-term effects of catchment liming on invertebrates in upland streams. *Freshw. Biol.*, 47: 161-171.

- BRÄNDLE, M. & M.O. RÖDEL 1994. Beiträge zur faunistik und ökologie der libellen der Iberischen Halbinsel (Insecta: Odonata). *Entomol. Zeits.*, 104: 145-156.
- BRASHER, A.M.D. 2003. Impacts of human disturbances on biotic communities in Hawaiian streams. *BioScience*, 53: 1052-1060.
- BRAY, J.R. & J.T. CURTIS 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, 27: 325-349.
- BRIED, J.T., B.D. HERMAN & G.N. ERVIN. 2007. Umbrella potential of plants and dragonflies for wetland conservation: a quantitative case study using the umbrella index. *J. Appl. Ecol.* 44: 833-842.
- BRIET, L. 1913. *Bellezas del Alto Aragón*. Edición 2001 Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 433 pp.
- BRUUN, H.H. & R. EJRNÆS 2000. Classification of dry grassland vegetation in Denmark. *J. Veget. Sci.*, 11: 585-596.
- BUCHWALD, R. 1990. Relazioni fra Odonati e vegetazione acquatica: un esempio di biocenologia. *Informatore Botanico Italiano*, 22: 141-153.
- BUFFAGNI, A. 2001. The use of benthic invertebrate production for the definition of Ecologically Acceptable Flows in mountain rivers. En: *Hydro-ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology (Proceedings of Workshop HW2 held at Birmingham, UK, July 1999)* IAHS, pp 31-41.
- BURGHERR, P. & J.V. WARD 2001. Longitudinal and seasonal distribution patterns of the benthic fauna of an alpine glacial stream (Val Roseg, Swiss Alps). *Freshw. Biol.*, 46: 1705-1721.
- CALVO TOMÁS, A. (DIR.), J. MARTÍNEZ-LAGE, J. MOLINA & P.M. LEUNDA 2004. *Estudio sobre las repercusiones de la presencia de DDTs y mercurio en aguas del río Cinca Medio sobre la fauna ictícola*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, 35 pp. <http://chebro.es>.
- CAMARGO J.A. & D. GARCÍA DE JALÓN 1995. Structural and trophic changes in a riverine macrobenthic community following impoundment for hydroelectric power generation. *J. Freshw. Ecol.*, 10: 311-317.
- CAMARGO J.A. & N.J. VOELZ 1998. Biotic and abiotic changes along the recovery gradient of two impounded rivers with different impoundment use. *Environ. Monit. Assess.*, 50: 143-158.
- CAMARGO, J.A., A. ALONSO & M. DE LA PUENTE 2004. Multimetrical assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environ. Monit. Assess.*, 96: 233-249.
- CAPRA, F. 1945. Odonati di Liguria. *Annali del Museo civico di Storia Naturale di Genova*, 62: 253-275.
- CARCHINI, G. & E. ROTA 1985. Chemico-physical data on the habitats of rheophile Odonata from Central Italy. *Odonatologica*, 14: 239-245.
- CARCHINI, G.M. BAZZANTI, P. NICOLAI, C. BELFIORE, R. FOCHETTI, E. ROTA & F. BAMBACIGNO 1985. Popolamento macrobentico e valutazione biologica della qualità dell'acqua del fiume Mignone. En: *Valutazione sullo stato dell'ambiente nel bacino idrografico del fiume Mignone*, Università di Roma "La Sapienza", Istituto Nazionale di Urbanistica provincia di Viterbo, Roma, pp. 137-152.
- CAUSAPÉ VALENZUELA, J. 2003. Calidad de los ríos Riguel y Arba (Zaragoza). Influencia del regadío de Bardenas y modelización geoquímica del sistema. *Rev. R. Acad. Cienc., Zaragoza*, 58: 7-36.
- CAUSAPÉ VALENZUELA, J. 2002. *Repercusiones medioambientales de la agricultura sobre los recursos hídricos de la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas (Zaragoza)*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, Zaragoza, 153 pp.

- CÉRÉGHINO, R., T. BOUTET & P. LAVANDIER 1997. Abundance, biomass, life history and growth of six Trichoptera species under natural and hidropeaking conditions with hypolimnetic releases in a Pyrenean stream. *Archiv Hydrobiol.*, 138: 307-328.
- CHERRY, D.S., R.K. GUTHRIE, F.F. SHERBERGER & S.R. LARRICK 1979a. The influence of coal ash and thermal discharges upon the distribution and bioaccumulation of aquatic invertebrates. *Hydrobiologia*, 62: 257-267.
- CHERRY, D.S., S.R. LARRICK; R.K. GUTHRIE, E.M. DAVIES & F.F. SHERBERGER 1979b. Recovery of invertebrate and vertebrate populations in a coal ash stressed drainage system. *J. Fish. Res. Board Canada*, 36: 1089-1096.
- CHJ. 2005. *Informe para la Comisión Europea sobre los Artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua. Demarcación Hidrográfica del Júcar*. Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia, 536 pp.
- CHOVANEC, A. 2000. Dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of the ecological integrity of aquatic systems – a new assessment approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 887-890.
- CHOVANEC, A. & R. RAAB. 1997. Dragonflies (Insecta, Odonata) and the ecological status of newly created wetlands – examples for long-term bioindication programmes. *Limnologica* 27: 381-392.
- CHOVANEC, A. & J. WARINGER. 2001. Ecological integrity of river-floodplain systems – Assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 493-507.
- CHOVANEC, A., M. SCHINDLER & J. WARINGER. 2002. Bewertung des ökologischen Zustandes eines Donaualtarmes ("Alte Donau") in Wien aus libellenkundlicher Sicht (Insecta: Odonata). *Lauterbornia* 44: 83-97.
- CLARKE K.R. & R.N. GORLEY 2006. *Primer v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, 190 pp.
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Bourne Press Limited, Bournemouth, 138 pp.
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK 2000. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition*. PRIMER-E, Plymouth, 175 pp.
- CLARKE, K.R., P.J. SOMERFIELD & M.G. CHAPMAN 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 330: 55-80.
- CLAUSNITZER, V. 2003. Dragonfly communities in coastal habitats of Kenya: indication of biotope quality and the need of conservation measures. *Biodive. Conservat.*, 12: 333-356.
- COIMBRA, C.N., M.A.S. GRAÇA & R.M. CORTES 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary mediterranean river. *Environmental Pollution*, 94: 301-307.
- COMPTE SART, A. 1963. Revisión de los odonatos de Baleares. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada de Barcelona*, 35 33-81.
- COMPTE SART, A. 1965. Distribución, ecología y biocenosis de los Odonatos ibéricos. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada de Barcelona*, 39: 33-64.
- COMPTE SART, A. 1975. Notas sobre las formas paleárticas del género *Sympecma* Burm., 1839, y el verdadero status de la *Sympecma aragoniensis* Navás (insectos, odonatos). *R. Soc. Españ. Hist. Nat. (Vol. Extraordinario 1 Centenario)*, 2: 91-103.
- COMPTE SART, A. 1988. Biogeografía de las especies españolas del género *Ischnura* Charp. 1840 (Odonatos). *Actas III Congreso Ibérico de Entomología, Granada*, pp. 149-156.
- CONCI, C. & C. NIELSEN 1956. *Fauna d'Italia. Vol. I. Odonata*. Edizioni Calderini, Bolonia, 298 pp.

- CONSEJO DE EUROPA 1987. *Recommendation no. R (87) 14 of the Committee of Ministers to member states on the protection of dragonflies (Odonata) and their biotopes*. Consejo de Europa, Estrasburgo, 2 pp.
- CORBET, P.S. 1980. Biology of Odonata. *Annual Review of Entomology*, 25: 189-217.
- CORBET, P.S. 1999. *Dragonflies, Behaviour and Ecology of Odonata*. Harley Books, Colchester. 829 pp.
- CORBET, P.S. 2002. Stadia and growth ratios of Odonata: a review. *Internat. J. Odonatol.*, 5: 45-73.
- CORBET, P.S., C. LONGFIELD & N.W. MOORE 1960. *Dragonflies*. Collins, Londres, 260 pp.
- CORMACK, R.M. 1971. A review of classification. *J. R. Statist. Soc. Ser. A*, 134: 321-367.
- COTHRAN M.L. & J.H. THORP 1982. Emergence patterns and size variation of Odonata in a thermal reservoir. *Freshw. Invert. Biol.*, 1(4): 30-39.
- CRISP, D.T. 1995. The ecological basis for the management of flows regulated by reservoirs in the United Kingdom. En: D. M. Harper & A. J. D. Ferguson (eds.) *The ecological basis for river management*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 93-103.
- CROCHET, P.A. 1989. Observations odonatologiques dans le nord de l'Espagne. *Sympetrum*, 3: 7-15.
- CUADRAT, J.M. 1999. *El clima de Aragón*. CAI Aragón, Zaragoza, 109 pp.
- CUADRAT PRATS, J.M. 2003. *El agua y sus usos en la Cuenca del Ebro*. Herald de Aragón, Zaragoza, 90 pp.
- CUADRAT PRATS, J.M. 2004. El clima de Aragón. En: J.L. Peña, L.A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 15-26.
- D'AMICO, F. 2003. Densités et sex-ratio à l'émergence d'*Aeshna juncea* (L., 1758) dans différentes mares pyrénéennes. *Martinia*, 19: 43-49.
- DANTAR, J. & R. MARTÍN 1999. *Somatochlora metallica* (Van der Linden, 1825) (Odonata: Corduliidae) y *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825) (Odonata: libellulidae), dos nuevas especies de libélulas para la Península Ibérica. *Bol. Asoc. esp. Entomol.*, 23 (1-2): 147.
- DARANAS, J. & N. IMBERNÓN 1999. Odonats de la comarca del Baix Cinca. *Cinga*, 3: 111-121.
- DARWIN, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*. John Murray, Londres, 502 pp.
- DAVIES D.A.L. & P. TOBIN 1984. *The dragonflies of the world: a systematic list of the extant species of Odonata. Vol. 1. Zygoptera, Anisozygoptera*. Societas Internationalis Odonatologica, Utrecht, 127 pp.
- DAVIES D.A.L. & P. TOBIN 1985. *The dragonflies of the world: a systematic list of the extant species of Odonata. Vol. 2. Anisoptera*. Societas Internationalis Odonatologica, Utrecht, 151 pp.
- DE ASSO, I.J. 1784. *Introductio in Oryctographiam, et Zoologiam Aragoniae. Accedit enumeratio stirpium in eadem Regione noviter detectarum*. Publicado por el autor, Amsterdam, 199 pp.
- DE BIKUÑA, B.G., A. AGUIRRE, M. DOMINGO & J. AGIRRE 1999. Desarrollo metodológico sobre determinación de caudales ecológicos en la CAPV: criterios y consideraciones. *I Congreso sobre caudales ecológicos*. APROMA, Barcelona, pp. 141-148.
- DE FUNES, F. 1903. Excursión del 23 de noviembre de 1902. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 2: 35-38.
- DEGANI, G., G.N. HERBST, R. ORTAL, H.J. BROMLEY, D. LEVANON, Y. NETZER, N. HARARI & H. GLAZMAN 1993. Relationship between current velocity, depth and the invertebrate community in a stable river system. *Hydrobiologia*, 263: 163-172.

- DE HAAS, E.M. 2004. *Persistence of benthic invertebrates in polluted sediments*. Tesis Doctoral, Proefschrift Universiteit van Amsterdam, Amsterdam, 135 pp.
- DE LEONARDO, I. 2003. El cangrejo autóctono en Teruel. *Medio Amb. Aragón*, 12: 26-28.
- DEMARMELS, J. 1996. Venezuelan folk names for Odonata. *Argia*, 8(2): 34.
- DE PAUW, N. 2000. BBI-Belgian Biotic Index. *Biol. Amb.*, 14(2): 62-64.
- DEVIN, S., L. BOLLACHE., P.Y. NOËL & J.N. BEISEL 2005. Patterns of biological invasions in French freshwater systems by non-indigenous macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 551: 137-146.
- DIAMOND, J.M., M.T. BARBOUR & J.B. STRIBLING 1996. Characterizing and comparing bioassessment methods and their results: a perspective. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15: 713-727.
- DÍAZ BEA, E., J.A. CADIÑANOS AGUIRRE, G. MEAZA RODRÍGUEZ & A. OLLERO OJEDA 2001. La vegetación de ribera en el valle del Ara. En: *El río Ara es de todos. Jornadas 2000*. Asociación Río Ara, Ligüerre de Ara (Huesca), pp. 103-117.
- DIÉGUEZ, J. & A. RUEDA 1994. Nuevas esperanzas para el cangrejo de río autóctono. *Quercus*, 97: 8-12.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO, J. & K. SÖDERHÄLL 1993. *Procambarus clarkii* as a vector for the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture Fisheries Management*, 24: 761-765.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO, J. 1998. El cangrejo de río: distribución, patología, inmunología y ecología. *Aquatic*, 3.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO, J., A. RUEDA, E. CASTIEN & J.C. BASCONES 1997. A plan of restoration in Navarra for the native freshwater crayfish species of Spain, *Austropotamobius pallipes*. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 347: 625-637.
- DIJKSTRA, K-D.B. & R. LEWINGTON (eds.) 2006. *Field guide to the dragonflies of Britain and Europe*. British Wildlife Publishing, Dorset, 320 pp.
- DOCAMPO PÉREZ, L. 1999. Modelo matemático de determinación de caudales ecológicos y su gestión hidráulica y biológica: R.E.C.E.-C.H.B. *I Congreso sobre caudales ecológicos*. APROMA, Barcelona, pp. 161-189.
- DOMMANGET, J.L. 1987. *Étude faunistique et bibliographique des odonates de France*. Secrétariat de la Faune et de la Flore. Museum National d'Historie Naturelle, Paris, 283 pp.
- DOMMANGET, J.L. 1996. *Oxygastra curtisii* (Dale, 1834). En: P.J. van Helsdingen, L. Willemse & M.C.D. Speight (eds) *Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part II-Mantodea, Odonata, Orthoptera and Arachnida*. Council of Europe, Estrasburgo, pp. 341-349.
- DONHER, E., A. MARKOWITZ, M. BARBOUR, J. SIMPSON, J. BYRNE, G. DATES & A. MAYIO 1997. *Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual*. United States Environmental Protection Agency, 227 pp.
- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE. 1997 Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr.*, 67: 345-366.
- DUMONT, H.J. 1975: A note on some dragonflies from Afghanistan. *Odonatologica*, 4: 243-248.
- DUMONT, H.J. 1991. *Odonata of the Levant*. Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalén. 297 pp.
- DUMONT, H.J. 2003. Odonata from the Republic of Mongolia and from the autonomous Region of Inner Mongolia. *Internat. J. Odonatol.*, 6: 127-146.
- DUMONT, H.J. & B.O.N. HINNEKINT 1973. Mass migration in dragonflies, especially in *Libellula quadrimaculata* L.: a review, a new ecological approach and a new hypothesis. *Odonatologica*, 2: 1-20.

- DUMONT, H.J. & K. DESMET 1990. Transsahara and transmediterranean migratory activity of *Hemianax ephippiger* (Burmeister) in 1988 and 1989 (Anisoptera: Aeshnidae). *Odonatologica*, 19: 181-185.
- ECORS PYRENEES TEAM 1988. The ECORS deep reflection seismic survey across the Pyrenees. *Nature*, 331: 508-511.
- ENGLUND, R.A. 2002. The loss of native biodiversity and continuing nonindigenous species introductions in Freshwater, Estuarine, and Wetland Communities of Pearl Harbor, Oahu, Hawaiian Islands. *Estuaries*, 25: 418-430.
- EVERSHAM, B. C. & J. M. COOPER 1998. Dragonfly species richness and temperature: national patterns and latitude trends in Britain. *Odonatologica*, 27: 307-316.
- FANLO, E., R. MITJANS, R. UBEDA, P. CASALS & F. SOLEY 1989. Influencia del sustrato en las comunidades de macroinvertebrados de los ríos del Moncayo. *Turiso*, 9: 597-616.
- FARINO, T. & M. LOCKWOOD 2003. *Spain: Travellers' Nature Guide*. Oxford University Press, Oxford, 463 pp.
- FERRERAS ROMERO, M. 1984. The odonate communities associated with distinct aquatic environments of the Sierra Morena (Andalusia) Spain. *Notul. odonotol.*, 2: 57-60.
- FERRERAS ROMERO, M. 1988. New data on the ecological tolerance of some rheophilous Odonata in Mediterranean Europe (Sierra Morena, Southern Spain). *Odonatologica*, 17: 121-126.
- FERRERAS-ROMERO, M. 1989. Los odonatos de Andalucía (España). Análisis zoogeográfico. *Misc. Zool.*, 13: 63-71.
- FERRERAS-ROMERO M. & P.S. CORBET 1999. The life cycle of *Cordulegaster boltonii* (Donovan, 1807) (Odonata: Cordulegastridae) in the Sierra Morena Mountains (southern Spain). *Hydrobiologia*, 405: 39-48.
- FERRERAS ROMERO, M. & V. PUCHOL CABALLERO 1984. *Los insectos odonatos en Andalucía. Bases para su estudio faunístico*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba, Córdoba, 160 pp.
- FERRERAS ROMERO, M. & V. PUCHOL CABALLERO 1995. Desarrollo del ciclo vital de *Aeshna cyanea* (Müller, 1764) (Odonata: Aeshnidae) en Sierra Morena (sur de España). *Bol. Asoc. esp. Entomol.*, 19: 115-123.
- FERRERAS-ROMERO, M. F.J. CANO-VILLEGAS & J.C. SALAMANCA-OCAÑA 2003. Valoración de la cuenca del río Guadiamar (sur de España), afectada por un vertido minero, en base a su odonatofauna *Limnetica* 22(3-4): 53-62.
- FIELD, J.G., K.R. CLARKE, R.M. WARWICK 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 8: 37-52.
- FOOTE, A.L. & C.L. RICE HORNING 2005. Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecol. Entomol.* 30: 273-283.
- FRUTOS MEJÍAS, L.M. 1990. Aragón. En: J. Bosque Maurel, & J. Vilà Valentí (dir.). *Geografía de España, Volumen 6*. Ed. Planeta, Barcelona, pp. 9-253.
- GALINDO, J., J. MONZÓ & V. SANCHO 2000. Estatus del cangrejo de río (*Astropotamobius pallipes*) en Valencia. *Dugastella*, 1: 9-11.
- GALLARDO-MALLENCO, A., S. MACÍAS & J. TOJA 2004. Efectos de la descarga en la calidad del agua a lo largo de un río mediterráneo: el río Guadaira (Sevilla). *Limnetica*, 23(1-2): 65-78.
- GALLARDO-MAYENCO, A. 1994. Freshwater macroinvertebrate distribution in two basins with different salinity gradients (Guadalete and Guadaira river basins, south-western Spain). *Internat. J. Salt Lake Res.*, 3: 75-91.

- GARCÍA DE JALÓN, D., C. MONTES, E. BARCELO, C. CASADO & F. MENES 1988. Impacto ecológico de la regulación hidroeléctrica en ríos del Pirineo aragonés. *Actas del Congreso de Biología Ambiental (II Congreso Mundial Vasco)*, tomo II: 149-162.
- GARCÍA DE JALÓN LASTRA, D. & M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO 1986. *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 244 pp.
- GARCÍA RUIZ, J.M., J. PUIGDEFÁBREGAS & J. CREUS 1985. *Los recursos hídricos superficiales del Alto Aragón*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca, 224 pp.
- GARCÍA VICENTE, F. 2002. *Informe especial sobre medio ambiente urbano en Aragón*. El Justicia de Aragón, Zaragoza, 241 pp.
- GENOMI, P. & L. STRADA 2000. Confronto tra metodi di prelievo per l'analisi quantitativa del macrobenthos. *Biol. Amb.*, 14: 17-22.
- GENOVESI, P. & C. SHINE 2002. *European strategy on invasive alien species. T-PVS (2002) 8*. Council of Europe, Estrasburgo, 22 pp.
- GIL, C. 1915. Excursiones por Benabarre (Huesca). *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 14: 24-26.
- GIL-SÁNCHEZ, J.M. & J. ALBA-TERCEDOR 2002. Ecology of the native and introduced crayfishes *Austropotamobius pallipes* and *Procambarus clarkii* in southern Spain and implications for conservation of the native species. *Biol. Conserv.*, 105: 75-80.
- GIMENO ABÓS, S. & J. SANZ PÉREZ 2002. *Red Integrada de Calidad de las Aguas (Red ICA) aguas superficiales. Informe anual. Año 2001*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, 55 pp.
- GIMENO ABÓS, S. & J. SANZ PÉREZ 2003. *Red Integrada de Calidad de las Aguas (Red ICA) aguas superficiales. Informe anual. Año 2002*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, 98 pp.
- GÍSLASON, G.M.; H. ADALSTEINSSON, I. HANSEN, J.S. ÓLAFSSON & K. SVAVARSDÓTTIR 2001. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages along a glacial river system in central Iceland. *Freshw. Biol.*, 46: 1737-1751.
- GOBIERNO DE ARAGÓN 2005. Decreto 181/2005, de 6 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. *Boletín Oficial de Aragón*, 114: 11527-11532.
- GÓMEZ MOLINER, B., D. MORENO, E. ROLÁN, R. ARAUJO & R.M. ÁLVAREZ (eds.). 2001. *Protección de moluscos en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*. Sociedad Española de Malacología, Madrid, 286 pp.
- GONÇALVES MOREIRA DE JESÚS, T.M. 2002. Impacto de centrais mini-hídricas na qualidade biológica da água: a "cascata" do Alva (Portugal). *III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva Marco del Agua: realidades y futuros*. Sevilla.
- GONZÁLEZ DE MATAUCCO, A.I., A. OLLERO OJEDA & E. DÍAZ BEA 2001. Las crecidas del río Ara y el evento extraordinario de diciembre de 1997. En: *El río Ara es de todos. Jornadas 2000*. Asociación Río Ara, Ligüerre de Ara (Huesca), pp. 65-78.
- GRACIA SANTOS, J.J. 2001. Informe sobre la excepcionalidad hidrológica del río Ara (Huesca), en el contexto de los ríos de la vertiente surpirenaica. En: *El río Ara es de todos. Jornadas 2000*. Asociación Río Ara, Ligüerre de Ara (Huesca), pp. 9-39.
- GRAND, D. 1990. Sur la présence de *Trithemis annulata* (P. de Beauv.) dans le Nord Est de l'Espagne (Anisoptera: Libellulidae). *Notul. odonatol.*, 3: 75.
- GRAND, D. 1994. Sur *Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1805) en France continentale et en Espagne du nord-est (Odonata, Anisoptera, Libellulidae). *Martinia*, 10: 65-71.

- GRAND, D. 1995. Sur la présence de *Selysiothermis nigra* (Vander L.) en Aragón, Espagne (Anisoptera: Libellulidae). *Notul. odonatol.*, 4: 91.
- GRAND, D. 2004. Quelques libellules de la Principauté d'Andorre. *Martinia*, 20: 131-132.
- GRAND, D. & J.P. BOUDOT 1993. New records of *Onychogomphus costae* Sel. from NE Spain (Anisoptera: Gomphidae). *Notul. odonatol.*, 4: 16-17.
- GRAND, D. & J.P. BOUDOT 2006. *Les libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope, Mèze, 480 pp.
- GUAN, R.Z. & P.R. WILES 1997. Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conserv. Biol.*, 11: 641-647.
- GUILLER, P.S. & B. MALMQVIST 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, Oxford.
- HAINES, T.A., T.W. MAY, R.T. FINLAYSON & S.E. MIERZYKOWSKI 2003. Factors affecting food chain transfer of mercury in the vicinity of the Nyanza Site, Sudbury River, Massachusetts. *Environ. Monit. Assess.*, 86: 211-232.
- HAKENKAMP, C.C., S.G. RIBBLETT, M.A. PALMER, C.M. SWAN, J.W. REID & M.R. GOODISON 2001. The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of a sandy stream. *Freshw. Biol.*, 46: 491-501.
- HAYBAC, A., M. SCHLEUTER & T. TITZNER 2003. Current distribution of mayflies (Insecta: Ephemeroptera) in German Federal Waterways. En: E. Gaino (ed.), *Research update on Ephemeroptera & Plecoptera*. Universidad de Perugia, Perugia, pp. 313-315.
- HEIDEMANN, H. & R. SEIDENBUCH 2002. *Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse)*. Société française d'odonatologie, Bois d'Arcy, 416 pp.
- HEINO, J. & H. MYKRÄ 2006. Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biol. Conservat.*, in press.
- HERNÁNDEZ-PACHECO, E. 1927. Geología Histórica (Paleontología). En: *Historia natural. Vida de los animales, de las plantas y de la Tierra. Tomo IV (Geología)*. Instituto Gallach de Librería y Ediciones, Barcelona, pp. 449-563.
- HERRANZ SANZ, J.M. 1987. Importancia de la fauna macroinvertebrada de los ríos en los estudios de zonación: aplicaciones a la cuenca del Alto Tajo. *Ecología*, 1: 75-84.
- HEUGENS, E.H.W. 2001. *Predicting effects of multiple stressors on aquatic biota*. Tesis Doctoral, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam, 167 pp.
- HEYMER, A. 1973. *Verhaltensstudien an prachlibellen*. Verlag Paul Parey, Berlín, 100 pp.
- HICKLING, R., D.B. ROY, J.K. HILL & C.D. THOMAS 2005. A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, 11: 502-506.
- HOLDICH, D. 2003. *Ecology of the white-clawed crayfish Austroptamobius pallipes*. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 1. English Nature, Peterborough, 18 pp.
- HORNUNG, J.P. & C.L. RICE 2003. Odonata and wetland quality in southern Alberta, Canada: a preliminary study. *Odonatologica*, 32: 119-129.
- IAEST 2003. *Datos básicos de Aragón 2003*. Instituto Aragonés de Estadística, Gobierno de Aragón, Zaragoza, 123 pp.
- IBARRA BENLLOCH, P. 2004. La diversidad edáfica del territorio aragonés. En: J. L. Peña, L. A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 41-53.

- ILOPOULOU-GEORGUDAKI, J., V. KANTZARIS, P. KATHARIOS, P. KASPIRIS, T. GEORGIADIS & B. MONTESANTOU 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, 2: 345-360.
- ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. internat. Verein. Limnol.*, 12: 1-57.
- IVOL, J.M., B. GUINAND, P. RICHOUX & H. TACHET 1997. Longitudinal changes in Trichoptera and Coleoptera assemblages and environmental conditions in the Loire River (France). *Archiv Hydrobiol.*, 138: 525-557.
- JACQUEMIN, G. & J.P. BOUDOT 1999. *Les libellules (Odonates) du Maroc*. Société française d'odonatologie, Bois d'Arcy, 150 pp.
- JAMES, F.C. & C.D. McCULLOCH 1990. Multivariable analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 21: 129-166.
- JESUS, T. & N. FORMIGO. 2001. Estudio da qualidade biológica da água do rio Febros. En: N. Grande, P. Arrojo Agudo & J. Martínez Gil (coord.). *Una cita europea con la Nueva cultura del Agua: la Directiva Marco, perspectivas en Portugal y España. II Congreso Ibérico sobre planificación y gestión del agua*. Junta de Andalucía, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Fundación Calouste Gulbenkian, Universidad de Zaragoza, Institución Fernando el Católico, Zaragoza.
- JÖDICKE, R. 1993. Confirmation of an early record of *Sympetrum vulgatum ibericum* Ocharan from Spain (Anisoptera, Libellulidae). *Notul. odonatol.*, 4: 17.
- JÖDICKE, R. (ed.) 1996a. Faunistic data of dragonflies from Spain. *Adv. Odonatol.*, Suppl. 1: 155-189.
- JÖDICKE, R. 1996b. Die Odonatenfauna der Provinz Tarragona (Catalunya, Spanien). *Adv. Odonatol.*, Suppl. 1: 77-111.
- JÖDICKE, R. & W. LOPAU 2000. Overlapping adult generations of the univoltine dragonfly, *Sympetrum striolatum* in southern Greece (Odonata: Libellulidae). *Libellula*, Suppl. 3: 41-47.
- KÉRY, M. & S. MUÑOZ LÓPEZ 2006. Reconfirmation of *Gomphus graslinii*, Rambur, 1842, in Navarra and *Onychogomphus costae*, Sélys, 1885, in Aragón in 2006 (Odonata: Gomphidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 39: 138.
- KÉRY, M. & M. SCHAUB 1994. *Onychogomphus costae* (Sel.) and *Gomphus graslinii* Ramb. in NE Spain (Anisoptera: Gomphidae). *Notul. odonatol.*, 4: 53-54.
- KAISER, H. 1974. Intraspezifische aggression und räumliche verteilung bei der libelle *Onychogomphus forcipatus* (Odonata). *Oecologia*, 15: 223-234.
- KLEMM, D. J., P.A. LEWIS, F. FULK & J.M. LAZORCHAT 1990. *Macroinvertebrate Field and Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters*. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C, 256 pp.
- KONDRATIEFF, B.C. & C.J. PYOTT 1987. The Anisoptera of the Savannah River plant, South Carolina, United States: thirty years later. *Odonatologica*, 16: 9-23.
- KREBS, C.J. 1986. *Ecología: análisis experimental de la distribución y abundancia*. Ed. Pirámide, Madrid. 782 pp.
- KURECH, A. & R.J. FONTES. 1996. The life cycle and emergence of *Ephoron virgo*, a large potamal mayfly that has returned to the River Rhine. *Archiv für Hydrobiologie*, Suppl. 113: 319-323.
- LANG, G., H. MÜLLER & J.A. WARINGER 2001. Larval habitats and longitudinal distribution patterns of *Cordulegaster heros* Theischinger and *C. bidentata* Sélys in an Austrian forest stream (Anisoptera: Cordulegastridae). *Odonatologica*, 30: 395-409.

- LANTERO NAVARRO, J.M. & J.E. ORTEGA CEBOLLERO 1991. *Los insectos del Altoaragón*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca, 32 pp.
- LATTIN, G. DE 1967. *Grundriss der Zoogeographie*. Jena.
- LIEFTINCK, M.A. 1966. A survey of the dragonfly fauna of Morocco (Odonata). *Bull. Inst. r. Sci. nat. Belg.*, 42: 1-63.
- LODGE, D.M., C.A. TAYLOR, D.M. HOLDICH & J. SKURDAL 2000. Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries*, 25(8): 7-20.
- LÓPEZ BERMÚDEZ, F., A. GÓMEZ ORTIZ & B. TELLO RIPA 1989. El relieve. En: J. Bosque Maurel, & J. Vilà Valentí (dir.) *Geografía de España. 1 Geografía física*. Ed. Planeta, Barcelona, pp. 87-231.
- LÓPEZ-COLÓN, J.I. 1997. Sobre el cangrejo de río autóctono en Zaragoza. *Bol. Soc. Entomol. Aragón.*, 19: 66-67.
- LÓPEZ LLANEZA, J. 1989. *El río: sistema biológico*. Principado de Asturias, Gijón, 69 pp.
- LORENZ, A. C.K. FELD & D. HERING 2004. Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologia*, 34: 379-389.
- LOZANO, M.V., J.L. PEÑA, L.A. LONGARES & M. SÁNCHEZ 2004. Cañones del río Martín entre Oliete y Albalate del Arzobispo (Cordillera Ibérica, Teruel). En: J. L. Peña, L. A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 213-230.
- LUCAS, W.J. 1905. Neuroptera collected by Dr. T. A. Chapman in France and Spain, 1904. *Entomologist (London)*, 38: 296-298.
- LYTLE, D.A. & B.L. PECKARSKY 2001. Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates. *Freshw. Biol.*, 46: 693-704.
- MAC LACHLAN, R. 1902. An annotated list of Odonata collected in Central Spain by Dr. T. A. Chapman and Mr. G. C. Champion in July and August, 1901. *Entomol. Mon. Mag.*, 2(13): 148-150.
- MACHO BARRIEGO, V. 1909. Excursión anual de la Sociedad Aragonesa de Ciencias Naturales al Pirineo Aragonés (8-15 Julio de 1907). *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 8: 67-79.
- MAHATO, M. & D. EDDS 1993. Altitudinal distribution of odonate larvae in Nepal's Gandaki river. *Odonatologica*, 22: 213-221.
- MAIBACH, A. 1987. Révision systématique du genre *Calopteryx* Leach pour l'Europe occidentale (Zygoptera: Calopterygidae). 3. Révision systematique, étude bibliographique, désignation des types et clé de détermination. *Odonatologica*, 16: 145-174.
- MAIBACH, A. & C. MEIER 1987. *Atlas de distribution des libellules de Suisse (Odonata) (avec liste rouge)*. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel, 231 pp.
- MAIOLINI, B. & V. LENCIONI 2001. Longitudinal distribution of macroinvertebrate assemblages in a glacially influenced stream system in the Italian Alps. *Freshw. Biol.* 46: 1625-1639.
- MALMQVIST, B. & G. ENGLUND 1996. Effects of hydropower-induced flow perturbations on mayfly (Ephemeroptera) richness and abundance in north Swedish river rapids. *Hydrobiologia*, 341: 145-158.
- MAPA, 2005. *Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC)*. En: <http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>
- MARCUELLO, J.R. 1992. *Los ríos de Aragón*. El Periódico de Aragón, Zaragoza, 256 pp.
- MARGALEF, R. 1955. *Los organismos indicadores en la Limnología*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid, 300 pp.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona, 1010 pp.

- MARÍN, J.M. 1981. Las aguas. En: Higuera Arnal (dir.). *Geografía de Aragón. Tomo 1*. Guara Editorial, Zaragoza, pp. 161-184.
- MARTIN, D.C. & R.K. NEELY 2001. Benthic macroinvertebrate response to sedimentation in a *Typha angustifolia* L. wetland. *Wetl. Ecol. Mgmt.*, 9: 441-454.
- MARTÍN, R. 1995. Una excursión a los lagos de Meranges (Pirineos de Girona). *Navasia*, 4: 6.
- MARTÍN, R. 2000. Una excursión odonológica al Pirineo de Lérida. *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 27: 23-26.
- MARTÍN CASACUBERTA, R. 2003. Odonatos de Cataluña: catálogo y análisis geográfico. *Bol. Asoc. esp. Entomol.*, 28 (1-2): 55-69.
- MARTÍNEZ LÓPEZ, F., A.M. PUJANTE MORA, M.J. GIL QUÍLEZ & G. TAPIA ORTEGA 1991. Macroinvertebrados y calidad de aguas del río Guadalaviar y cuenca del río Mijares (Teruel). *Teruel*, 82: 115-160.
- MARTÍNEZ MAS, J.F., E. CORRECHER, A. PIÑÓN, M.A. MARTÍNEZ MURO & A.M. PUJANTE 2004. Estudio del estado ecológico de los ríos de la cuenca hidrográfica del Júcar (España) mediante el índice BMWP'. *Limnetica*, 23: 331-346.
- MARTÍNEZ TEJERO, V. 2005. *Piedras, fósiles, plantas, insectos, peces, pájaros... Naturalistas aragoneses*. Ibercaja, Obra social y Cultural, Zaragoza, 206 pp.
- MCGEOCH, M.A. & S.L. CHOWN. 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 46-47.
- MEBANE, C.A. 2001. Testing bioassessment metrics: macroinvertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals. *Environ. Monit. Assess.*, 67: 293-322.
- MELÓN, A.A. 1903. Excursión del día 26 de abril de 1903. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 2: 198-201.
- MERRITT, R., N.W. MOORE & B.C. EVERS HAM 1996. *Atlas of the dragonflies of Britain and Ireland*. The Stationery Office, Londres, 151 pp.
- MICHIELS, N.K. & K.J. VERHEYEN 1990. A note on *Leuchorrhinia dubia* (Anisoptera: Libellulidae) in Spain. *Notul. odonatol.*, 3: 77.
- MILNER, A.M.; J.E. BRITAIN, E. CASTELLAS & G.E. PETTS 2001. Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshw. Biol.*, 46: 1833-1847.
- MONETTI, L., R.A. SÁNCHEZ-GUILLÉN & A. CORDERO RIVERA 2002. Hybridization between *Ischnura graellsii* (Vander Linden) and *I. elegans* (Rambur) (Odonata: Coenagrionidae): are they different species? *Biological Journal of the Linnean Society*, 76(2): 225-235.
- MONZÓ, J., V. SANCHO & J. GALINDO 2001. La afanomicosis deja a Valencia sin su mejor reductor de cangrejo de río. *Quercus*, 182: 50-51.
- MORENO, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, 86 pp.
- MORRONE, J.J. & J.V. CRISCI 1995. Historical biogeography: introduction to methods. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26: 373-401
- MOSS, B. 1988. *Ecology of fresh waters. Man and medium*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 417 pp.
- MÜLLER, P. 1974. *Introducción a la Zoogeografía*. (Edición 1979). Editorial Blume, Barcelona, 232 pp.
- MUNNÉ, A. & N. PRAT 1997. Caudal y calidad biológica de las aguas del río Anoya. *Tecnología del Agua*, 160: 32-46.
- MUÑOZ POZO, B. & J. BLASCO-ZUMETA 1996. Contribución al conocimiento de los odonatos (Insecta: Odonata) de las aguas estacionales de los Monegros (Zaragoza). *Zapateri, Revista aragonesa de Entomología*, 6: 141-145.

- MUÑOZ-POZO, B. & M. FERRERAS-ROMERO 1996. Fenología y voltinismo de *Aeshna mixta* Latreille, 1805 (Odonata, Aeshnidae) en Sierra Morena (Sur de España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 92: 239-244.
- NAGORE LAÍN, F. 1981. Insectos. Lingüística. En: J. M. Saiz Navarro (ed.) *Gran Enciclopedia Aragonesa*. Unión Aragonesa del Libro, Zaragoza, p. 1830.
- NAVÁS, L. 1900. Notas entomológicas. V. Neurópteros del Moncayo y de Zaragoza. *Actas Soc. Esp. Hist. Nat.*, 29: 172-176.
- NAVÁS, L. 1902a. Notas entomológicas VIII. El género *Orthetrum* en España. *B. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 2: 69-71.
- NAVÁS, L. 1902b. Notas entomológicas IX. El género *Diplax* en España. *B. Soc. Esp. Hist. Nat.* 2: 132-135.
- NAVÁS, L. 1904a. Comunicación en la sesión del 4 de mayo de 1904. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 3: 114.
- NAVÁS, L. 1904b. Notas zoológicas. V. Excursión al Moncayo. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 3: 139-167.
- NAVÁS, L. 1904c. Notas zoológicas. 6. Excursión de la Sociedad Aragonesa de Ciencias Naturales a la Sierra de Guara en Julio de 1903. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 3: 190-201.
- NAVÁS, L. 1905a. Notas zoológicas. 8. Mis excursiones durante el verano de 1904. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 4: 107-131
- NAVÁS, L. 1905b. Catálogo descriptivo de los Insectos Neurópteros de los alrededores de Madrid. *Rev. R. Acad. Cienc. Exact. Fis. Nat. Madrid*, 2: 521-579.
- NAVÁS, L. 1906a. Notas zoológicas. 12. Novedades zoológicas de Aragón. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 5: 199-213.
- NAVÁS, L. 1906b. Neurópteros de España y Portugal. *Broteria*, 5: 145-184.
- NAVÁS, L. 1907. Neurópteros de España y Portugal (continuación). *Broteria (Ser. Zool.)*, 6: 42-100.
- NAVÁS, L. 1913a. Notas entomológicas 4. Excursiones por los alrededores de Zaragoza. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 12: 61-69; 74-77.
- NAVÁS, L. 1913b. Notas entomológicas 6. Visita a San Esteban de Litera (Huesca). *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 12: 89-91, 98-101.
- NAVÁS, L. 1914a. Comunicación a la sesión oficial del 7 de octubre de 1914. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.* 13: 161.
- NAVÁS, L. 1914b. Notas entomológicas. 11. Neurópteros del Moncayo (Zaragoza). *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 13: 207-218.
- NAVÁS, L. 1916. Notas entomológicas (2ª serie). 13. Excursión al Valle de Arán (Lérida), 17-28 de julio de 1915. *Bol. Soc. Aragon. Cienc. Nat.*, 15: 179-194.
- NAVÁS, L. 1917. Comunicaciones entomológicas. 2. Excursiones entomológicas por Aragón y Navarra. *Rev. Acad. Cienc. Exact. Fis., Quím. Nat. Zaragoza*, 2: 81-91.
- NAVÁS, L. 1918. Neurópteros nuevos o poco conocidos (décima serie). *Mem. R. Acad. Cienc. Artes Barcelona*, 14: 339-366.
- NAVÁS, L. 1920a. Notas entomológicas. 2ª serie. 16. Excursión anual de la Sociedad Aragonesa de Ciencias Naturales al valle de Ordesa (Huesca) (22-29 de julio de 1918). *Bol. Soc. Iber. Cienc. Nat.*, 19: 37-44.
- NAVÁS, L. 1920b. Una libélula interesante. *Ibérica*, 346: 204-205.
- NAVÁS, L. 1920c. Fósiles del Oligoceno de Libros. *Ibérica*, 326: 282-283.

- NAVÁS, L. 1921a. Mis excursiones científicas del verano de 1919. *Mem. R. Acad. Cienc. Artes Barcelona*, 17: 143-169.
- NAVÁS, L. 1921b. Excursiones científicas realizadas durante el verano de 1920. *Asociación Española para el Progreso de las Ciencias (Congreso de Oporto)*, 6(4): 59-74.
- NAVÁS, L. 1922a. Mis excursiones entomológicas durante el verano de 1921. *Bol. Soc. entomol. España*, 5: 107-119.
- NAVÁS, L. 1922b. Algunos fósiles de Libros (Teruel). *Bol. Soc. Ibér. Cienc. Nat.*, 21(4): 51-61.
- NAVÁS, L. 1923a. Excursions entomologiques de l'istiu de 1922 (26 de juny-26 de juliol). *Arxius de L'Institut de Ciències Barcelona*, 8: 1-34.
- NAVÁS, L. 1923b. Excursiones por Aragón durante el verano de 1923. *Bol. Soc. Ibér. Cienc. Nat.*, 22: 161-176.
- NAVÁS, L. 1924. *Sinopsis de los Paraneurópteros (Odonatos) de la península ibérica*. Memorias de la Sociedad Entomológica de España, Zaragoza, 69 pp.
- NAVÁS, L. 1927. Mis excursiones científicas en 1926. *Rev. Acad. Cienc. Exact. Fis., Quím. Nat. Zaragoza*, 10: 81-124.
- NAVÁS, L. 1928. Comunicaciones entomológicas. 10. Mis excursiones científicas en 1927. *Rev. Acad. Cienc. Exact. Fis., Quím. Nat. Zaragoza*, 11: 79-137
- NAVÁS, L. 1929. Excursiones por Aragón durante el verano de 1929. *Bol. Soc. entomol. España*, 12: 122-132.
- NAVÁS, L. 1931. De mis últimas excursiones entomológicas (1930-1931). *Bol. Soc. entomol. España*, 14: 116-130.
- NAVÁS, L. 1932. Fáunula de Sobradiel (Zaragoza). *Rev. Acad. Cienc. Exact. Fis., Quím. Nat. Zaragoza*, 16: 11-28.
- NEL, A., X. MARTÍNEZ-DELCLÓS, J.C. PAICHELER & M. HENROTAY 1993. *Les "Anisozygoptera" fósiles. Phylogénie et classification (Odonata)*. Société Française d'Odonatologie, Bois-d'Arcy, 311 pp.
- NINYEROLA, M., X. PONS & J.M. ROURE 2005. *Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, 44 pp.
- NIXON, S., Z. TRENT, C. MARCUELLO & C. LALLANA 2004. *El agua en Europa: una evaluación basada en indicadores*. Agencia Europea del Medio Ambiente, Ministerio del Medio Ambiente, Madrid, 97 pp.
- NYSTRÖM, P. 1999. Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. En: F. Gherardi & D. M. Holdich (eds.). *Crustacean Issues 11: Crayfish in Europe as alien species (How to make the best of a bad situation?)*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 63-85.
- NYSTRÖM, P., A.R. MCINTOSH & M.J. WINTERBOURN 2003. Top-down and bottom-up processes in grassland and forested streams. *Oecologia*, 136: 596-608.
- NYSTRÖM, P., O. SVENSSON, B. LARDNER, C. BRÖNMARK & W. GRANÉLI 2001. The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology*, 82: 1023-1039.
- OCHARAN, F.J. 1985. *Sympetrum vulgatum ibericum* n. ssp. (Odonata: Libellulidae). Nueva subespecie de libélula del Norte de España. *Bol. Cienc. Nat. Inst. Est. Asturian.*, 36: 75-85.
- OCHARAN, F.J. 1987. Nuevos datos sobre los odonatos de Menoría (España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 83: 155-161.
- OCHARAN, F.J. 1988. Composición de la odonatofauna ibérica. *Rev. Biol. Univ. Oviedo*, 6: 83-93.

- OCHARAN, F.J. & A. TORRALBA BURRIAL 2004. La relación entre los odonatos y la altitud: el caso de Asturias (Norte de España) y la Península Ibérica (Odonata). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 35: 103-116.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006a. *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1840). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, pp. 252-254.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006b. *Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, pp. 255-256.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006c. *Coenagrion caerulelescens* (Fonscolombe, 1838). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, pp. 250-251.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006d. *Aeshna juncea* (Linnaeus, 1758). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, p. 248.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006e. *Brachytron pratense* (Müller, 1764). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, p. 249.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006f. *Gomphus similimus similimus* Sélys, 1840. E: Verdú & Galante (eds.) 2006, pp. 265-266.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006g. *Onychogomphus uncatius* (Charpentier, 1840). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, pp. 270-271.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006h. *Lestes macrostigma* (Eversmann, 1836). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, p. 272.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006i. *Cordulegaster bidentata* Sélys, 1843. E: Verdú & Galante (eds.) 2006, p. 257.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006j. *Oxygastra curtisi* (Dale, 1834). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, pp. 260-262.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006k. *Orthetrum nitidinerve* (Sélys, 1841). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, pp. 274.
- OCHARAN, F.J., M. FERRERAS ROMERO, R. OCHARAN & A. CORDERO RIVERA 2006l. *Sympetrum flavolum* (Linnaeus, 1758). E: Verdú & Galante (eds.) 2006, pp. 275-276.
- OCHARAN LARRONDO, F.J. 1987. *Los Odonatos de Asturias y de España. Aspectos sistemáticos y faunísticos*. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo, Oviedo, 983 pp.
- OCHARAN LARRONDO, F.J., H. MORTERA PIORNO & A. TORRALBA BURRIAL 2007. Invertebrados insectos. En: C. Nores Quesada & P. García-Rovés González (coord.) *Libro Rojo de la Fauna del Principado de Asturias*. Gobierno del Principado de Asturias y Obra social "la Caixa", Oviedo, pp. 70-114, 121-127.
- OLLERO, A., M. SÁNCHEZ, J.A. LOSADA & C. HERNÁNDEZ 2004a. El comportamiento hídrico del río Ebro en su recorrido por Aragón. En: J. L. Peña, L. A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 243-252.
- OLLERO, A., M. SÁNCHEZ, J.M. MARÍN, D. FERNÁNDEZ, D. BALLARÍN, D. MORA, R. MONTORIO, S. BEGUE-RIA & M. ZÚÑIGA 2004b. Caracterización hidromorfológica del río Gállego. En: J. L. Peña, L. A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 117-129.
- OLLERO, A., M. SÁNCHEZ & J. DEL VALLE 2004c. Problemática actual del corredor ribereño del Ebro aragonés en su curso de meandros libres. En: J. L. Peña, L. A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 253-263.

- OLLERO OJEDA, A. 1996. *El curso medio del Ebro: geomorfología fluvial, ecogeografía y riesgos*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza, 311 pp.
- OLLERO OJEDA, A., M.T. ECHEVERRÍA ARNEDEO, M. SÁNCHEZ FABRE, V. AURÍA IZQUIERDO, D. BALLARÍN FERRER & D. MORA MUR 2003. Metodología para la tipificación hidromorfológica de los cursos fluviales de Aragón en aplicación de la Directiva Marco de Aguas (2000/60/CE). *Geographicalia*, 44: 7-23.
- OSBORN, R. 2005. Odonata as indicators of habitat quality at lakes in Louisiana, United States. *Odonatologica*, 34: 259-270.
- OSCOZ J., C. DURÁN, M. PARDOS, J. GIL & A. VIAMONTE 2006. Evolución histórica de la calidad del agua en la cuenca del Ebro mediante índices bióticos (1990-2005). *Libro de resúmenes XIII Congreso de la Asociación Española de Limnología y V Congreso Ibérico de Limnología, Barcelona 2-7 julio 2006*, p. 47.
- OSCOZ, J. & C. DURÁN 2004. Contribución al conocimiento de los plecópteros (Insecta: Plecoptera) en la cuenca del Ebro. *Munibe*, 55: 183-196.
- PAAVOLA, R., T. MUOTKA, R. VIRTANEN, J. HEINO & P. KREIVI 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshw. Biol.*, 48: 1912-1923.
- PALAU, A., I. CÍA, D. FARGAS, M. BARDINA & S. MASSUTI 2003. *Resultados preliminares sobre ecología básica y distribución del mejillón cebrá en el embalse de Ribá-Roja (río Ebro)*. ENDESA, Lérida, 44 pp.
- PAPAZIAN, M. 1992. Contribution à l'étude des migrations massives en Europe de *Hemianax ephippiger* (Burmeister; 1839) (Odon., Anisoptera Aeshnidae). *Entomologica Gallica*, 3: 15-21.
- PARKER, I.M., D. SIMBERLOFF, W.M. LONSDALE, K. GOODELL, M. WOHAM, P.M. KAREIVA, M.H. WILLIAMSON, B. VON HOLLE, P.B. MOYLE, J.E. BYERS & L. GOLDWASSER 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Invas.*, 1: 3-19.
- PAULSON, D.R. 2001. Recent Odonata records from southern Florida – effects of global warming? *Internat. J. Odonatol.*, 4: 57-69.
- PEDROCCHI RENAULT, C. & J.M. LANTERO NAVARRO (dir.) 1986. *Enciclopedia temática de Aragón. Tomo 2. Fauna*. Ediciones Moncayo, Zaragoza, 309 pp.
- PEDROCCHI RENAULT, C. 1994. Comentarios sobre las especies de artrópodos, protegidas mediante convenios internacionales, en el Alto Aragón. *Lucas Mallada*, 6: 277-279.
- PEDROCCHI-RENAULT, C. & M. FERRERAS-ROMERO 1996. Odonatos capturados en balsas temporales de Los Monegros (Aragón, España). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 13: 64.
- PELLICER, F. & M.T. ECHEVERRÍA 2004. El modelado glaciar y periglaciar en el macizo del Moncayo. En: J.L. Peña, L.A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 173-185.
- PEÑA, J.L. & M.V. LOZANO 2004. Las unidades del relieve aragonés. En: J. L. Peña, L. A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 3-14.
- PEÑALVER, E. 1996. Los yacimientos con insectos fósiles de Aragón (España). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 16: 139-146.
- PEÑALVER MOLLÁ, E. 1998. *Estudio tafonómico y paleoecológico de los insectos del Mioceno de Rubielos de Mora (Teruel)*. Instituto de Estudios Turoleses, Teruel, 180 pp.

- PERDIKAKI, K. & C.F. MASON 1999. Impact of road run-off on receiving streams in Eastern England. *Wat. Res.*, 33: 1627-1633.
- PÉREZ-BOTE, J.L., J.M. TORREJÓN, F. FERRI, A.J. ROMERO, J.M. GARCÍA & A. GIL 2006. Aproximación al atlas odonológico de Extremadura (SO de la Península Ibérica) (Odonata). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 39: 329-343.
- PÉREZ MURCIANO, S., E. ANDREU-MOLINER & N. DE PAUW 1998. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados de la cuenca alta del Río Turia (Teruel, España). *Ecología*, 12: 175-186.
- PERRIN, V.L. 1999. Observations on the distribution, ecology and behaviour of the Hairy Dragonfly *Brachytron pratense* (Müller). *Journal of the British Dragonfly Society*, 15: 39-45.
- PICKUP, J., D.J. THOMPSON & J.H. LAWTON 1984. The life history of *Lestes sponsa* (Hansemann): larval growth (Zygoptera: Lestidae). *Odonatologica*, 13: 451-459.
- PINILLA, L. & M. ALONSO. 2001. El estado ecológico del río Ebro. *Naturaleza Aragonesa*, 8: 55-67.
- PLINIO SEGUNDO, C. "El Viejo". Siglo I. *Historia Natural*. (ed. 1999) Visor Libros, Madrid, 1201 pp.
- PRAT, N. & A. MUNNÉ 1998. *Delimitación de regiones ecológicas en la cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza. 152 pp.
- PRAT, N. 2001. Problemas y perspectivas en la definición del estado ecológico de los ecosistemas fluviales peninsulares ibéricos. En: Grande, N., P. Arrojo Agudo & J. Martínez Gil (coords.), *Una cita europea con la Nueva Cultura del Agua: la Directiva Marco. Perspectivas en Portugal y España. II Congreso Ibérico sobre planificación y gestión del agua*. Junta de Andalucía, Junta de Comunidades de Castilla La Mancha, Fundación Calouste Gulbenkian, Universidad de Zaragoza, Institución "Fernando el Católico". Zaragoza.
- PRAT, N., A. MUNNÉ, C. SOLÁ, N. BONADA & M. RIERADEVALL 1999b. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58: 181-192.
- PROL VÁQUEZ, V. 2004a. *Estado ecológico y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca del río Turia en Aragón*. Tesis de Licenciatura, Universidad de Oviedo, Oviedo, 51 pp.
- PROL VÁQUEZ, V. 2004b. Estado ecológico y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca del río Turia en Aragón. *Alquibla*, 40: 13.
- PUEBLA, P., J. LANAJA, F. VIGURI, P. MATUTE, C. PUEBLA, J. VILLANUEVA & D. SÁNCHEZ. 1988. Calidad de las aguas de la cuenca del Turia: estudio de pesticidas. *Teruel*, 79: 209-219.
- PUEBLA REMACHA, M.P., M.D. SÁNCHEZ GONZÁLEZ, J. LANAJA DEL BUSTO, M.D. SARASA ABÓS & D. ALGUACIL GUIU 1989-90. Estudio de los vertidos industrial y urbano de Teruel. Propuesta de mejoramiento del río Turia. *Teruel*, 80-81: 347-369.
- PUIG, M.A. 1983. *Efemerópteros y plecópteros de los ríos catalanes*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, Barcelona, 582 pp.
- PUIG, M.A. 1999. *Els macroinvertebrats dels rius catalans. Guia il·lustrada*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Barcelona, 251 pp.
- PUJANTE, A., F. MARTÍNEZ-LÓPEZ & G. TAPIA 1995. Macroinvertebrados y calidad de las aguas de los ríos próximos a la central térmica de Andorra (Teruel, España). *Limnética*, 11(2): 1-8.
- RADER, R.B. & J.V. WARD 1988. Influence of regulation on environmental conditions and the macroinvertebrate community in the upper Colorado River. *Regul. Riv.: Res. Mngmnt.*, 2: 597-618.
- RAHEL, F. J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 33: 291-315.

- REDONDO VEINTEMILLAS, V. 1981. Insectos. En: J. M. Saiz Navarro (ed.) *Gran Enciclopedia Aragonesa*. Unión Aragonesa del Libro, Zaragoza, pp. 1828-1830.
- REHFELDT, G. 2004. Diel pattern of activity, mating, and flight behaviour in *Onychogomphus unca-tus* (Odonata: Gomphidae). *Internat. J. Odonatol.*, 7: 65-71.
- RESH, V.H. & D.M. ROSENBERG (eds.). 1984. *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, Nueva York. 625 pp.
- RESH, V.H., M.J. MYERS & M.J. HANNAFORD 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. En: F.R. Hauer & G.A Lamberti (eds.): *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, pp. 647-667.
- RIS, F. 1911. Libellulinen. *Collns zool. Edm. de Selys Longchamps*, 13: 525-700.
- RIS, F. 1927. Libellen aus dem nördlichen und östlichen Spanien, hauptsächlich gesammelt von Dr. F. Haas in der Jahren 1914-1919. *Senckenbergiana*, 9: 23-24.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. *Memoria del mapa de series de vegetación de España 1:400.000*. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 268 pp.
- RODRÍGUEZ, C.F., E. BÉCARES, M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ & C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ 2005. Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions*, 7: 75-85.
- ROLDAN FAU, L. 2005. Estadísticas del porcino aragonés. *Surcos de Aragón*, 93: 32-37.
- ROSAS, G., M.A. RAMOS & A. GARCÍA VALDECASAS. 1992. *Invertebrados españoles protegidos por convenios internacionales*. ICONA-CSIC, Madrid. 250 pp.
- ROYO LÓPEZ, F., J.L. MÚZQUIZ MORANCHO & J.L. CAVERO VILLACAMPA 2005. *Pasado, presente y futuro del cangrejo de río en Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza, 80 pp.
- RUEDA, J., G. TAPIA, R. HERNÁNDEZ & F. MARTÍNEZ 1998. El río Magro, parte I: evaluación de su calidad biológica mediante la aplicación del BMWP' y del ASPT'. *Ecología*, 12: 135-150.
- RÜPPELL, G., D. HILFERT-RÜPPELL, G. REHFELDT & C. SCHÜTTE 2005. *Die prachtilibellen Europas. Gattung Calopteryx*. Westarp Wissenschaften, Hohenwarleben, 255 pp.
- SAKAI, A.K., F.W. ALLENDORF, J.S. HOLT, D.M. LODGE, J. MOLOFSKY, K.A. WITH, S. BAUGHMAN, R.J. CABIN, J.E. COHEN, N.C. ELSSTRAND, D.E. MCCAULEY, P. O'NEIL, I.M. PARKER, J.N. THOMPSON & S.G. WELLER 2001. The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32: 305-332.
- SAMWAYS, M. J. 1989. Taxon turnover in Odonata across a 3000 m altitudinal gradient in southern Africa. *Odonatologica*, 18: 263-274.
- SAMWAYS, M.J. & N.S. STEYTLER 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation*, 78: 279-288.
- SÁNCHEZ, M. D., J. LANAJA, P. PUEBLA, J. PUEBLA & A. SAINZ 1994. Estudio de calidad de las aguas del río Turia en el entorno de Teruel. I. Resultados del muestreo e índices de calidad. *Tecnología del Agua*, 122: 33-42.
- SÁNCHEZ, M., A. OLLERO & J. DEL VALLE 2004. La red fluvial de Aragón. En: J. L. Peña, L. A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 55-70.
- SANMARTÍN, I., H. ENGHOFF & F. RONQUIST 2001. Patterns of animal dispersal, vicariance and diversification in the Holarctic. *Biological Journal of the Linnean Society*, 73: 345-390.

- SAHLÉN, G. 1999. The impact of forestry on dragonfly diversity in central Sweden. *Internat. J. Odonatol.*, 2: 177-186.
- SCHIEGG, K. 2000. Are there saproxylic beetle species characteristic for high dead wood connectivity? *Ecography*, 23: 579-587.
- SCHINDLER, M., C. FEST & A. CHOVANEC 2003. Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 497: 169-180.
- SCHMIDT, E. 1985. Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "Representative Spectrum of Odonata species (RSO)". *Odonatologica*, 14: 127-133.
- SCHNEIDER, D.W. & T.M. FROST 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15:64-86.
- SCHORR, M., M. LINDEBOOM & D. PAULSON 2006. *World list of Odonata*. Slater Museum of Natural History, Tacoma, 174 pp.
- SCHULTZ, H., J. WÄRINGER & A. CHOVANEC 2003. Assessment of the ecological status of Danubian floodplains at Tulln (Lower Austria) based on the Odonata Habitat Index (OHI). *Odonatologica*, 32: 355-370.
- SCHÜTTE, C. & I. SCHRIMPF 2002. Explaining species distribution in running water systems: larval respiration and growth of two *Calopteryx* species (Odonata, Zygoptera). *Archiv Hydrobiol.*, 153: 217-229.
- SCHÜTTE, C., P. SCHRIDDE & F. SUHLING 1998. Life history patterns of *Onychogomphus uncatus* (Charpentier) (Anisoptera: Gomphidae). *Odonatologica*, 27: 71-86.
- SCHWARTZ, S.S & D.G. JENKINS 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities *Aquatic Ecology*, 34: 3-8.
- SIEGEL, S. 1956. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill Kogakusha, 312 pp.
- SGE. 1997. *Mapa militar digital de España v. 1.5*. Servicio Geográfico del Ejército, Madrid, cd-rom.
- SIMBERLOFF, D. & B. VON HOLLE 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1: 21-32.
- SJØBAKK, T.E., B. ALMLI & E. STEINNES 1997. Heavy metal monitoring in contaminated river systems using mayfly larvae. *Journal of Geochemical Exploration*, 58: 203-207.
- SMITH, H., P.J. WOOD & J. GUNN 2003. The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. *Hidrobiología*, 510: 53-66.
- SOLER CAPDEPÓN, G. & M.A. PUIG GARCÍA 1999. *Biología y producción de Efemerópteros y Tricópteros en el tramo medio del Río Jalón (Alicante)*. Instituto de Cultura "Juan Gil-Albert", Alicante. 201 pp.
- SOLIMINI, A.G., P. GULIA, M. MONFRINOTTI & G. CARCHINI 2000a. Effet de différentes méthodes d'échantillonnage sur les valeurs d'indices biotiques de la qualité de l'eau du cours inférieur d'un fleuve méditerranéen: le Tibre. *Annls Limnol.*, 36: 135-143.
- SOLIMINI, A.G., P. GULIA, M. MONFRINOTTI & G. CARCHINI 2000b. Performance of different biotic indices and sampling methods in assessing water quality in the lowland stretch of the Tiber River. *Hydrobiologia*, 422/423: 197-208.
- SPENCER, M., L. BLAUSTEIN, S.S. SCHWARTZ & J.E. COHEN 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary pools: relationships with habitats size and permanence. *Ecology Letters*, 2: 157-166.
- SRIVASTAVA, S.P., H. SCHOUTEN, W.R. ROEST, K.D. KLITGORD, L.C. KOVACS, J. VERHOEL & R. MACNAB 1990. Iberian plate kinematics: a jumping plate boundary between Eurasia and Africa. *Nature*, 344: 756-759.

- STERNBERG, K. 1998. Die postglaziale besiedlung Mitteleuropas durch libellen, mit besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands (Insecta, Odonata). *J. Biogeogr.*, 25: 319-337.
- STENROTH, P. & P. NYSTRÖM 2003. Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshw. Biol.*, 48: 466-475.
- STOREY A.W., D.H.D. EDWARD & P. GRAZEY 1991. Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrates community structure in streams of south-western Australia. *Hydrobiologia*, 211: 111-121.
- ST. QUENTIN, D. 1960. Die Odonatenfauna Europas, ihre Zusammensetzung und Herkunft. *Zoologische Jahrbücher (Systematik)*, 87: 301-316.
- SUHLING, F. 2001. Intraguild predation, activity patterns, growth and longitudinal distribution in running water odonate larvae. *Archiv Hydrobiol.*, 151: 1-15.
- TACHET, H., M. BOURNAUD & P. RICHOUX 1991. *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique)*. Université Claude Bernard, Lyon. 155 pp.
- TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNAUD & P. USSEGLIO-POLATERA 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris. 589 pp.
- TARBOTON, W. & M. TARBOTON 2002. *A fieldguide to the dragonflies of South Africa*. Publicado por los autores, Modimolle, 97 pp.
- TEIXELL, A. 1998. Crustal structure and orogenic material budget in the West Central Pyrenees. *Tectonics*, 17: 395-406.
- TEIXELL, A. 2000. Geotectónica de los Pirineos. *Investigación y Ciencia*, 288: 54-65.
- TIERNO DE FIGUEROA, J.M., A. SÁNCHEZ-ORTEGA, P. MEMBIELA IGLESIA & J.M. LUZÓN-ORTEGA 2003. *Plecoptera. Fauna Ibérica 22*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid, 404 pp.
- TOL, J. VAN & M.J. VERDONK. 1988. *Protection des libellules (Odonates) et de leurs biotopes*. Council of Europe, Estrasburgo, 188 pp.
- TORRALBA BURRIAL, A. 2004. Libélulas de aparcamiento. *Quercus*, 225: 42.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2001. La calidad de las aguas del río Ara y sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *Sobrarbe. Revista del Centro de Estudios de Sobrarbe*, 7: 9-73.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2002. Valoración preliminar del estado ecológico de los ríos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca) según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *Sobrarbe. Revista del Centro de Estudios de Sobrarbe*, 8: 127-164.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2003a. ¿Coches como hábitat para libélulas? Algunos machos de *Crocothemis erythraea* creen que sí. *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 32: 214-215.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2003b. Cambio en la posición de reposo de *Lestes virens* (Odonata: Lestidae) por efecto de una lluvia fuerte. *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 32: 233.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2003c. Emergencia tardía y voltinismo en *Sympetrum fons-colombei* (Odonata: Libellulidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 33: 279-280.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2004a. Distribución de *Ephoron virgo* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) en Aragón (Noreste de España). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 35: 203-206.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2004b. Frogs as prey of dragonflies. *Notul. odonatol.*, 6: 42-44.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2004c. Fallo en la emergencia en *Aeshna juncea* (Odonata: Aeshnidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 35: 279.

- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2004d. Costras salinas sobre libélulas monegrinas (Odonata). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 35: 281-282.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2004e. Pareja heterospecífica en el género *Lestes* Leach, 1815 (Odonata: Lestidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 35: 297-298.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2004f. Pareja heterospecífica en el género *Onychogomphus* Sélys, 1854 (Odonata: Gomphidae). *Bol. Asoc. esp. Entomol.*, 28(3-4): 183-185.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2004g. Presencia y comportamiento invernal de adultos de *Sympetrum striolatum* en el NE de España (Odonata: Libellulidae). *Bol. Asoc. esp. Entomol.*, 28(3-4): 191-193.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2004h. Deformación abdominal en *Lestes viridis* (Van der Linden, 1825) (Odonata: Lestidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 34: 273.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2005a. Distribución de *Potamanthus luteus* (Ephemeroptera: Potamanthidae) en Aragón (Noreste de España). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 36: 267-269.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2005b. Catálogo de los odonatos de Aragón (Odonata). *Cat. entomo. aragon.*, 32: 3-25.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2005c. Primera cita de *Sympetrum vulgatum ibericum* Ocharan, 1985 (Odonata, Libellulidae) para la provincia de Zaragoza. *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 36: 350.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2005d. Primera cita de *Ischnura elegans* (Van der Linden, 1820) y *Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789) (Odonata: Coenagrionidae) para Teruel (NE de España). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 36: 284.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2005e. Deformidad abdominal en *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1825). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 36: 369-370.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2005f. Larga distancia recorrida en una emergencia fallida en *Aeshna cyanea* (Odonata: Aeshnidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 36: 220.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2005g. Comportamiento de búsqueda de hembras inmaduras como estrategia reproductiva en machos de *Aeshna juncea* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Aeshnidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 36: 123-126.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2005h. Pond water regime and competition as key factors in the presence and life history of two *Lestes* damselflies (Odonata: Lestidae). *Abstracts Book 4th WDA International Symposium of Odonatology, Pontevedra 26-30 July 2005*, p. 72.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2006a. Dispersión y proporción sexual en la emergencia en una población de *Sympecma fusca* (Odonata: Lestidae) en Huesca (NE de España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 101: 29-36.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2006b. Deformación abdominal en *Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Coenagrionidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 39: 439-440.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2006c. Deformidad abdominal en *Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer, 1776) (Odonata: Coenagrionidae). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 39: 437-438.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2006d. Odonatofauna del Somontano de Barbastro (Huesca, NE España) (Odonata). *XII Congreso Ibérico de Entomología, Alicante 11-14 septiembre 2006. Programa de actividades y resumen de comunicaciones*, p. 200.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2006e. Confirmación de la presencia de *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1825) e *Ischnura elegans* (Van der Linden, 1820) en la provincia de Zaragoza (NE España). *Bol. Soc. Entomol. Aragon.*, 39: 284.

- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2006f. Valoración de las libélulas y su conservación por parte de los habitantes del Somontano de Barbastro (Huesca, NE España) (Odonata). *XII Congreso Ibérico de Entomología, Alicante 11-14 septiembre 2006. Programa de actividades y resumen de comunicaciones*, p. 199.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2007a. Comparación del muestreo de macroinvertebrados bentónicos fluviales con muestreador Surber y con red manual en ríos de Aragón (NE Península Ibérica). *Limnetica* 26(1): 13-24.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2007b. Composición biogeográfica de la fauna de libélulas (Odonata) de la Península Ibérica, con especial referencia a la aragonesa. *Bol. Soc. Entomol. Aragon*, 41: 179-188.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2008a. Odonata de la red fluvial de la provincia de Teruel (España). *Bol. Soc. Entomol. Aragon*, 42: 325-335.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2008b. Odonata de la red fluvial de la provincia de Huesca (NE España). *Bol. Soc. Entomol. Aragon*, 43: 101-115.
- TORRALBA BURRIAL, A. & F.J. OCHARAN 2009. Odonata of the fluvial network of Zaragoza province (Spain). *Libellula*, in press.
- TSUDA, S. 1991. *A distributional list of world Odonata*. Publicado por el autor, Osaka, 362 pp.
- TUXEN, S. L. 1976. Odonata. *Zoology of Iceland*, 3(39a): 1-7.
- TYRRELL, M. 2004. Dragonfly exuviae as accommodation for other insect groups. *Dragonfly news*, 46: 27.
- UICN. 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>.
- URS. 2002a. *Estudio de la calidad ecológica integral de los tramos fluviales más importantes del río Cinca*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, 821 pp. Disponible en <http://chebro.es>
- URS. 2002b. *Estado de calidad del río Ebro, entre Zaragoza y Escatrón, en condiciones de estiaje extremo*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, 57 pp. Disponible en <http://chebro.es>
- UTZERI, C. & C. BELFIORE 1990. Tandem anomalí fra odonati (Odonata). *Frag. Entomol.*, 22: 271-287.
- UTZERI, C., L. DELL'ANNA & C. BELFIORE 1991. Again on the oviposition of *Sympetrum* into sea water (Anisoptera: Libellulidae). *Notul. odonatol.*, 3: 135-136.
- VAL HERNÁNDEZ, M.Y. 2002. *Estudio de calidad ecológica del río Aragón desde su nacimiento en el valle de Astún hasta Jaca (Huesca)*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza, 199 pp.
- VALLEDOR DE LOZOYA, A. 2000. Náyades del Canal Imperial de Aragón. *Quercus*, 176: 26-30.
- VAN DER GEEST, H.G. 2001. *Insects in polluted rivers: an experimental analysis*. Tesis Doctoral, Universidad de Amsterdam, Amsterdam, 152 pp.
- VAN DER GEEST, H.G., G.D. GREVE, A. KROON, S. KUIJL, M.H. S. KRAAK & W. ADMIRAAL 2000. Sensitivity of characteristic riverine insects, the caddisfly *Cyrmus trimaculatus* and the mayfly *Ephoron virgo*, to copper and diazinon. *Environm. Poll.*, 109: 177-182.
- VAN RENSBURG, B.J., M.A. MCGEOCH, S.L. CHOWN & A.S. VAN JAARVELD 1999. Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland Centre of Endemism, South Africa. *Biol. Conserv.*, 88: 145-153.
- VANDERMEER, J.H. 1972. Niche theory. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 3: 107-132.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.

- VASCO ORTIZ, C.A. 1991. Contribución al conocimiento de los Odonatos de la provincia de Huesca. *Anal. Biol.*, 17: 89-90.
- VASCO ORTIZ, C.A. 1992. Una extraña malformación en *Onychogomphus uncatus* (Charpentier, 1840). *Navasia*, 1: 4-5.
- VASCO ORTIZ, C.A. 1998. *Las libélulas del Altoaragón*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca, 75 pp.
- VAUGHN, C.C. & C.C. HAKENKAMP 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshw. Biol.*, 46: 1431-1446.
- VENNERSTRÖM, P., K. SÖDERHÄLL & L. CERENIUS 1998. The origin of two crayfish plague (*Aphanomyces astaci*) epizootics in Finland on noble crayfish, *Astacus astacus*. *Ann. Zool. Fennici*, 35: 43-46.
- VERDÚ, J. R. & E. GALANTE (eds.) 2006. *Libro Rojo de los invertebrados de España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 411 pp.
- VERNEAUX, J., A. SCHMITT, V. VERNEAUX & C. PROUTEAU 2003. Benthic insects and fish of the Doubs River system: typological traits and the development of a species continuum in a theoretically extrapolated watercourse. *Hydrobiologia*, 490: 63-74.
- VIDALLER TRICAS, R. 1989. *Dizionario sobre especies animales y bexetas en o vocabulario altoaragónés*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca, 330 pp.
- VIEIRA LANERO, R. 2000. *Las larvas de los tricópteros de Galicia (Insecta: Trichoptera)*. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago, 613 pp.
- VIGNA TAGLIANTI, A., P.A. AUDISIO, C. BELFIORE, M. BIONDI, M.A. BOLOGNA, G.M. CAPPANETO, A. DE BIASE, S. DE FELICI, E. PIATTELLA, T. RACHELI, M. ZAPPAROLI & S. ZOIA 1992. Riflessioni di gruppo sui corotipi fondamentali della fauna W-palearctica ed in particolare italiana. *Biogeographia*, 16: 159-179.
- VIVAS, S., J. CASAS, I. PARDO, S. ROBLES, N. BONADA, A. MELLADO, N. PRAT, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, M.M. BAYO, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M.L. SUÁREZ, M. TORO, M.R. VIDAL-ABARCA, C. ZAMORA-MUÑOZ & G. MOYÁ 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21: 149-173.
- VON ELLENRIEDER, N. 2002. A phylogenetic analysis of the extant Aeshnidae (Odonata: Anisoptera). *Syst. Entomol.*, 27: 437-467.
- VORBURGER, C. & G. RIBI 1999. Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshw. Biol.*, 42: 111-119.
- WAGNER, R. & M. BÁEZ 2002. Thaumaleidae. En: M. Carles-Tolrá Hjorth-Andersen (ed.). *Catálogo de los Díptera de España, Portugal y Andorra (Insecta)*. Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, p. 78.
- WAKELING, J.M. & C.P. ELLINGTON 1997. Dragonfly flight I. Gliding flight and steady-state aerodynamic forces. *J. Exp. Biol.*, 200: 543-556.
- WALLACE, A.R. 1876. *The geographical distribution of animals. With a study of the relations of living and extinct faunas as elucidating the past changes of the earth's surface*. Harper & brothers, Nueva York, 2 vol.: 527 + 618 pp.
- WARD, J.V. 1984. Ecological perspectives in the management of aquatic insects habitat. En: V.H. Resh & D.M. Rosenberg (eds.) *The ecology of aquatic insects*. Praeger, Nueva York, pp. 559-577.
- WARD, J.V. 1986. Altitudinal zonation in a Rocky Mountain stream. *Archiv Hydrobiol.*, Suppl. 74: 133-199.

- WATSON, J.A.L., A.H. ARTHINGTON & D.L. CONRICK 1982. Effect of sewage effluent on dragonflies (Odonata) of Bulimba Creek, Brisbane. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 33: 517-528.
- WEEKERS, P.H.H. & H.J. DUMONT 2004. A molecular study of the relationship between the coenagrionid genera *Erythromma* and *Cercion*, with the creation of *Paracercion* gen. nov. for the East Asiatic "*Cercion*" (Zygoptera: Coenagrionidae). *Odonatologica*, 33: 181-188.
- WELLBORN, G.A., D.K. SKELLY & E.E. WERNER 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annu. Rev. Ecol. System.*, 27: 337-363.
- WICHARD, W., W. ARENS & G. EISENBEIS 2002. *Biological atlas of aquatic insects*. Apollo Books, Stenstrup, 539 pp.
- WIEDERHOLM, T. 1984. Responses of aquatic insects to environmental pollution. En: V.H. Resh, & D.M. Rosenberg (eds.) *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, Nueva York, pp. 508-557.
- WILDERMUTH, H. 1992. Das habitatspektrum von *Aeshna juncea* (L.) in der Schweiz (Anisoptera: Aeshnidae). *Odonatologica*, 21: 219-233.
- WILDERMUTH, H. 1993. Habitat selection and oviposition site recognition by the dragonfly *Aeshna juncea* (L.): an experimental approach in natural habitats (Anisoptera: Aeshnidae). *Odonatologica*, 22: 27-44.
- WILDERMUTH, H. 1998. Dragonflies recognize the water of rendezvous and oviposition sites by horizontally polarized light: a behavioural field test. *Naturwissenschaften*, 85: 297-302.
- WILLIAMS, D.D. 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15: 634-650.
- WILSON, E.O. 2002. *El futuro de la vida*. Galaxia Gutemberg-Círculo de Lectores, Barcelona, 317 pp.
- WORTHEN, W.B. 2002. The structure of larval odonate assemblages in the Enoree River basin of South Carolina. *Southeastern Naturalist*, 1: 205-216.
- YOSHIMURA M. & K. MAETO 2004. Comparison of sampling methods for aquatic insect indicators of forest condition in terms of collection efficiency. *Bull. For. Forest Products Res. Inst.*, 3: 213-219.
- YOUNES, Y., X.F. GARCIA & J. GAGNEUR 2002. Étude de l'impact des activités touristiques sur la qualité de l'eau et l'organisation des peuplements macrobenthiques au sein des cours d'eau de la Principauté d'Andorre. *Rev. Scienc. Eau*, 15: 421-424.

Consejo Económico y Social de Aragón

COMPOSICIÓN DEL PLENO (a 31/12/2008)

PRESIDENCIA

D.^a Ángela Abós Ballarín (en representación del Gobierno de Aragón)

VICEPRESIDENCIAS

D.^a Marta Arjol Martínez (en representación de las Organizaciones Sindicales)

D. José Luis López Garcés (en representación de las Organizaciones Empresariales)

SECRETARÍA GENERAL

D.^a Belén López Aldea (en representación del Gobierno de Aragón)

VOCALÍAS

En representación del Gobierno de Aragón

Titulares

D.^a Ángela Abós Ballarín
 D. José Luis Gracia Abadía
 D. Guillermo Herraiz Medel
 D.^a Belén López Aldea
 D. Antonio Mostalac Carrillo
 D.^a Eva Pardos Martínez
 D. Mariano Ramón Gil
 D. José Félix Sáenz Lorenzo
 D. Marcos Sanso Frago

Suplentes

D. José Aixala Pasto
 D. José Luis Briz Velasco
 D. Javier Celma Celma
 D. Jesús Díez Grijalvo
 D.^a María José González Ordovás
 D.^a Carmen Magallón Portolés
 D. José Montón Zuriaga
 D. Jorge Pardo Navarro
 D. Elisardo Sanchís Sancho

En representación de las Organizaciones Sindicales

Designados por la Unión General de Trabajadores (UGT Aragón):

Titulares

D. Daniel Alastuey Lizáldez
 D.^a Carmen García Nasarre
 D. Julián Lóriz Palacio
 D. Agustín Redondo Aínsa
 D. Luis Tejedor Cadenas

Suplentes

D. Javier Asensio Galdeano
 D. Luis Laguna Miranda
 D. Raúl Machín Lapeña
 D.^a Carmina Melendo Vera
 D. Ricardo Rodrigo Martínez

Designados por la Unión Sindical de Comisiones Obreras (CC.OO. Aragón):

D.^a Marta Arjol Martínez
 D. Julián Buey Suñén
 D. Andrés Esteban Portero
 D. Eduardo Navarro Villarreal

D. Carmelo Javier Asensio Bueno
 D.^a Rosina Lanzuela Iranzo
 D.^a Margarita Lasmarías Bustín
 D. Javier Sánchez Ansó

En representación de las Organizaciones Empresariales

Designados por la Confederación Regional de Empresarios de Aragón (CREA):

Titulares

D. José Luis López Garcés
 D. Carlos Mor Sanz
 D. Jesús Morte Bonafonte
 D. José Enrique Ocejo Rodríguez
 D.^a Rosa Santos Fernández

Suplentes

D. Jorge Alonso Vallejo
 D.^a Beatriz Callén Escartín
 D. Juan Carlos Dehesa Conde
 D. José María García López
 D. Víctor Hinojosa Luna

Designados por la Confederación de la Pequeña y Mediana Empresa Aragonesa (CEPYME ARAGÓN):

Titulares

D. Enrique Bayona Rico
 D. Salvador Cored Bergua
 D. Aurelio López de Hita
 D. Carmelo Pérez Serrano

Suplentes

D.^a Pilar Elicegui Motis
 D.^a Pilar Gómez López
 D. Antonio Hinojal Zubiaurre
 D. Carlos Salcedo Merino

COMISIÓN PERMANENTE

PRESIDENCIA

D.^a Ángela Abós Ballarín

VICEPRESIDENCIAS

D.^a Marta Arjol Martínez
 D. José Luis López Garcés

SECRETARIO GENERAL

D.^a Belén López Aldea

VOCALÍAS

D. Antonio Mostalac Carrillo
 D. Carmelo Pérez Serrano
 D. Agustín Redondo Aínsa
 D. Marcos Sanso Frago
 D.^a Rosa Santos Fernández

COMISIONES DE TRABAJO

COMISIÓN DE TRABAJO SOCIAL Y DE RELACIONES LABORALES

- PRESIDENCIA:** D.ª Ángela Abós Ballarín
SECRETARÍA: D. Agustín Redondo Aínsa
VOCALÍAS: D. José Mª García López
D. Antonio Hinojal Zubiaurre
D.ª Marta Arjol Martínez
D. José Félix Sáenz Lorenzo

COMISIÓN DE TRABAJO DE ECONOMÍA

- PRESIDENCIA:** D. Marcos Sanso Frago
SECRETARÍA: D.ª Pilar Elicegui Motis
VOCALÍAS: D. Carmelo Javier Asensio Bueno
D. José María García López
D.ª Eva Pardos Martínez
D. Agustín Redondo Aínsa

COMISIÓN DE TRABAJO SOBRE COMPLEMENTARIEDAD TERRITORIAL EN EL SECTOR DEL TURISMO

- PRESIDENCIA:** D. Antonio Mostalac Carrillo
SECRETARÍA: D. José María García López
VOCALÍAS: D. José Aixelá Pasto
D. Carmelo Javier Asensio Bueno
D. Carmelo Pérez Serrano
D. Agustín Redondo Aínsa

ÚLTIMAS PUBLICACIONES DEL CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL DE ARAGÓN

Informes anuales

- Informe sobre la situación económica y social de Aragón 2008.

Memoria de actividades

- Memoria de Actividades 2008.

Colección estudios

- Aquitania y Aragón. Proximidad y turismo sostenible.
- Condiciones de vida y pobreza relativa de la población en Aragón.
- Posibilidades y viabilidad para la reapertura del Canfranc.

Colección Tesis Doctorales

- Interacciones especiales en envase-alimento: alta temperatura y envase activo antimicrobiano.

Colección Proyectos de Investigación “Ángela López Jiménez”

- Estructura productiva y actualización del marco input-output de Aragón 2005.

Dictámenes emitidos

- Dictamen 1/2009 sobre el Proyecto de Decreto regulador del Plan Aragonés para facilitar el acceso a la vivienda y fomentar la rehabilitación 2009-2012.
- Dictamen 2/2009 sobre el Anteproyecto de Ley de Educación de Aragón.
- Dictamen 3/2009 sobre el Anteproyecto de Ley de Reforma de la Ley 6/2003, de 27 de febrero, del Turismo de Aragón.
- Dictamen 4/2009 sobre el Proyecto de Decreto del Gobierno de Aragón por el que se regula el ejercicio del derecho a la segunda opinión médica.
- Dictamen 5/2009 sobre el Proyecto de Decreto que modifica el Decreto 60/2009, de 14 de abril, por el que se regula el Plan aragonés para facilitar el acceso a la vivienda y fomentar la rehabilitación 2009-2012.
- Dictamen 6/2009 sobre el Anteproyecto de Ley de Reforma de la Ley 1/1989, de 24 de febrero, de Artesanía de Aragón.
- Dictamen 7/2009 sobre el Anteproyecto de Ley de Reforma de la Ley 1/2007, de 27 de febrero, de Actividades FERIALES Oficiales de Aragón.
- Dictamen 8/2009 sobre el Proyecto de Decreto que regula el Consejo Aragonés de Servicios Sociales.

CONSEJO ECONÓMICO
Y SOCIAL DE ARAGÓN

Calle Costa, 18
50071 Zaragoza
Tel. 976 713 838
Fax 976 713 841
cesa@aragon.es

