

**EL RÍO CABRIEL Y SUS TRIBUTARIOS
(ALBACETE):
EVALUACIÓN DE LA CALIDAD BIOLÓGICA,
MEDIANTE EL ESTUDIO DE SUS
INVERTEBRADOS Y SU BOSQUE DE RIBERA,
ENTRE LOS EMBALSES DE CONTRERAS
(CUENCA) Y EMBARCADEROS (VALENCIA)***

por

Juan RUEDA SEVILLA**

Francesc MEZQUITA JUANES**

Caty LÓPEZ MARTÍNEZ***

Laia ZAMORA SÁNCHEZ**

Ramón HERNÁNDEZ VILLAR**

* Registrado el 15 de Abril de 2005. Aprobado el 14 de octubre de 2005. Este trabajo ha contado con una Ayuda a la Investigación del Instituto de Estudios Albacetenses «Don Juan Manuel» de la Excm. Diputación de Albacete.

**Departamento de Microbiología y Ecología, Universidad de Valencia, Burjassot (Valencia), España.

***Centro Público de Formación de Personas Adultas (CPFPA) Serrano Morales, Valencia, España.

RESUMEN

Durante un ciclo anual, desde julio de 2003 a junio de 2004, se han estudiado los macroinvertebrados, ostrácodos y el bosque de ribera del río Gabriel a su paso por la Provincia de Albacete. Se contabilizaron 138 taxones de invertebrados y 17 especies de ostrácodos. Entre los invertebrados se encontraron especies tan singulares como *Gordius* sp., *Haplotaxis gordioides*, *Prosopistoma pennigerum*, *Coenagrion mercuriale*, *Microvelia pygmaea*, *Anopheles* spp., *Simulium* spp. y *Oxycera trilineata*. Entre los ostracodos destaca la alta frecuencia de especies de distribución Holártica como *Ilyocypris bradyi* o *Herpetocypris brevicaudata*, Paleártica como *I. inermis* y particularmente circummediterránea como *Paralimnocythere messanai* o *Sarsocypridopsis lanzarotensis*. Se observa que las estaciones del río Cabriel presentan una riqueza poco elevada debido a los cambios bruscos del nivel de las aguas, ocasionados por el embalse de Contreras, lo que impide la asociación entre el ciclo natural del agua y el ciclo vital de los invertebrados acuáticos.

Palabras clave: Invertebrados acuáticos, ostrácodos, índices biológicos, calidad del agua, IBMWP, QBR, río Cabriel. Albacete.

ABSTRACT

THE RIVER CABRIEL AND ITS TRIBUTARIES (ALBACETE): AN EVALUATION OF ITS BIOLOGICAL QUALITY, BASED ON THE STUDY OF ITS INVERTEBRATES AND ITS RIPARIAN VEGETATION, BETWEEN THE RESERVOIRS OF CONTRERARS (CUENCA) AND EMBARCADEROS (VALENCIA)

We studied the macroinvertebrates, ostracoda and riparian forest of River Cabriel at the Province of Albacete, from July 2003 to June 2004, i.e. encompassing an annual cycle. A total number of 138 macroinvertebrate taxa and 17 ostracod species have been identified. Findings of macroinvertebrates

of high interest include *Gordius* sp., *Haplotaxis gordioides*, *Prosopistoma pennigerum*, *Coenagrion mercuriale*, *Microvelia pygmaea*, *Anopheles* spp., *Simulium* spp. y *Oxycera trilineata*. Among Ostracoda, it is remarkable the high frequency of Holarctic species such as *Ilyocypris bradyi* and *Herpetocypris brevicaudata*, Palearctic species such as *I. inermis* and more particularly Circum-Mediterranean species such as *Paralimnocythere messanai* and *Sarscypridopsis lanzarotensis*. The stations sampled at river Cabriel present low species richness, caused most probably by the sudden water level changes originated from human regulation of reservoir Contreras, what does not allow a link between the natural water cycle and the life cycles of aquatic invertebrates.

Keywords: Aquatics invertebrate, ostracods, biological indexes, quality of the water, IBMWP, QBR, The Cabriel river, Albacete.

0. INTRODUCCIÓN

El río Cabriel, objeto de nuestro estudio, nace en la vertiente meridional del Nudo de San Juan (1752 m), en la Comunidad Autónoma de Aragón pero, tras unos 15 km, pasa a la Comunidad de Castilla La Mancha, acabando en el río Júcar cuando penetra en la provincia de Valencia. Tiene un recorrido de 250 km, de los cuales aproximadamente 190 pertenecen a esta Comunidad Manchega. Se pretende cuantificar el estado ecológico y biológico de las aguas y bosques de riberas entre los dos embalses que se sitúan sobre este río. Contreras y Embarcaderos, son dos embalses que delimitan el tramo albacetense del río Cabriel cuya riqueza faunística debería ser considerable.

Este proyecto es una continuación de los anteriores trabajos, entregados al Instituto de Estudios Albacetenses “Don Juan Manuel”, que contemplan conjuntamente, un estudio global de la situación de la cuenca del río Júcar en la provincia de Albacete.

0.1. EL PORQUÉ DE LOS MACROINVERTEBRADOS

La contaminación en un río no está provocada únicamente por vertidos directos al mismo. En ocasiones ésta se origina a grandes distancias, como la producida por la explosión del reactor de la central nuclear de Chernobyl en el año 1986, que ocasionó un aumento considerable de ^{137}Cs (Cesio) en los macroinvertebrados de los ríos de Dovrefjell en Noruega (Solem y cols, 1991). Cuando la contaminación de un río es intensa, las comunidades de invertebrados desaparecen, quedando en ocasiones como única representación biológica un lecho bacteriano. La resistencia o tolerancia de las especies a

los contaminantes es muy diferente, pudiéndose establecer qué especies son más exigentes y desaparecen antes y cuales son más tolerantes. Ésta es la base de los índices biológicos desarrollados en los últimos decenios para valorar la calidad de las aguas en los sistemas epicontinentales europeos (Hawkes, 1975; Verneaux, 1976). A su vez se establecieron diferentes índices biológicos (Verneaux y Tuffery, 1967; Chandler, 1970; Verneaux y cols, 1982; De Pauw y cols, 1983; Alba Tercedor y Sanchez Ortega, 1988; Basaguren, 1990;), que han sido utilizados en diversos estudios de nuestros ríos (García de Jalón y cols, 1986; Picazo, 1995).

La preocupación por el estado de los sistemas acuáticos y la necesidad de establecer su estado de salud como base para plantear estrategias de recuperación es la principal razón que justifica los trabajos en curso y realizados por nuestro equipo de investigación: Hernández (1996), Hernández y cols, (1998, 2000), Rueda 1997, Rueda y cols (1996, 1998, 2003, en prensa), Mezquita (1998), Mezquita y cols (1999 a y b) y Zamora y cols 2005.

0.2. EL PORQUÉ DE LOS BOSQUES DE RIBERA

Existe una serie compleja de datos morfológicos susceptibles de influir en mayor o menor medida en la distribución de la fauna bentónica como son la anchura del cauce, substrato, profundidad, tipo de vegetación acuática, tipo de flora lindante, altitud, velocidad del agua, influencia de la luz (Verneaux y cols, 1984). Medir el grado de artificialidad, de modo similar a como se utilizó en las fuentes de Castellón y Valencia por Tapia (1996), y en el río Magro por Rueda (1996). La artificialidad está ligada al concepto de economía, que, a su vez, influye sobre cualquier medio biológico, a menudo de forma poco agraciada, con la destrucción de hábitats, interfiriendo gravemente sobre la diversidad. Conviene, pues, buscar soluciones orientadas hacia la protección de los márgenes de los ríos, sumamente importantes, no sólo para la mayoría de invertebrados adultos que viven en ellos (Verneaux y cols, 1975), sino también para el mantenimiento del resto de la fauna ribereña. Posteriormente Munné y cols (1998) han elaborado el QBR, de fácil aplicación, lo que permite, junto con indicadores biológicos de calidad de las aguas, determinar el estado ecológico de los ríos.

0.3. EL PORQUÉ DE LOS OSTRÁCODOS

Podemos encontrar ostrácodos en todo tipo de ambientes acuáticos, pero su ubicuidad como grupo se transforma en una marcada segregación ecológica a nivel específico. Esto, acompañado de la fácil fosilización de sus valvas de calcita, le hacen ser un elemento clave en estudios paleoecológicos. Aquellos

aspectos del ostrácodo como bioindicador paleoambiental son decisivos para el estudio de su ecología, especialmente en los últimos años, provocado por el gran interés sobre el cambio climático. De esta manera, el conocimiento de las preferencias ecológicas de los ostrácodos continentales actuales nos da una idea de lo que ocurrió en el pasado (Mezquita, 1998). En esta línea encontramos trabajos decisivos e interesantes sobre el estudio de la ecología de los ostrácodos continentales: Delorme (1989), o Mezquita (1999).

1. OBJETIVOS

1.- Confeccionar un inventario de los macroinvertebrados acuáticos recolectados en el río Cabriel y sus tributarios situados en la provincia de Albacete.

2.- Confeccionar un inventario de los ostrácodos recolectados en el río Cabriel.

3.- Realizar un estudio de la calidad biológica de sus aguas mediante la aplicación del índice biológico IBMWP (de origen inglés).

4.- Realizar un estudio de la calidad biológica de los bosques de ribera mediante la aplicación del índice biológico QBR.

5.- Dar a conocer los posibles efectos del embalse de Contreras sobre la diversidad acuática.

6.- Realizar mapas de distribución geográfica de las especies estudiadas más representativas.

2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El río Cabriel, objeto de nuestro estudio, nace en la vertiente meridional del Nudo de San Juan (1752 m), en la Comunidad Autónoma de Aragón pero, tras unos 15 km, pasa a la Comunidad de Castilla La Mancha, acabando en el río Júcar cuando penetra en la provincia de Valencia. Tiene un recorrido de 250 km, de los cuales aproximadamente 190 pertenecen a esta Comunidad Manchega. En el presente trabajo se ha estudiado un tramo de unos 90 km de longitud, desde el embalse de Contreras, situado en la provincia de Cuenca, al embalse de Embarcaderos, ya en tierras valencianas (figura 1). Este tramo demarca el límite político entre las comunidades autónomas manchega y valenciana. El río discurre aquí sobre la planicie manchega con materiales sedimentarios de época neógena-cuaternaria. Estos materiales han sido erosionados por el río y sus afluentes, formando profundos barrancos y cañones. Aproximadamente la segunda mitad (la parte más baja) del tramo

estudiado del río Cabriel, así como algunos de sus tributarios (Rambla Campiñana), circula sobre materiales triásicos prebéticos (Jerez, 1984) que afloran a la superficie gracias a la erosión producida por estos cursos fluviales.

El clima del área de trabajo es de tipo mediterráneo continentalizado. Las precipitaciones son más bien escasas, entre 300 y 500 mm anuales. Las temperaturas son frescas en invierno, con una media de enero alrededor de los 6-8 °C, y cálidas en verano, entre 22 y 24 °C de media en julio (Pérez, 1994).

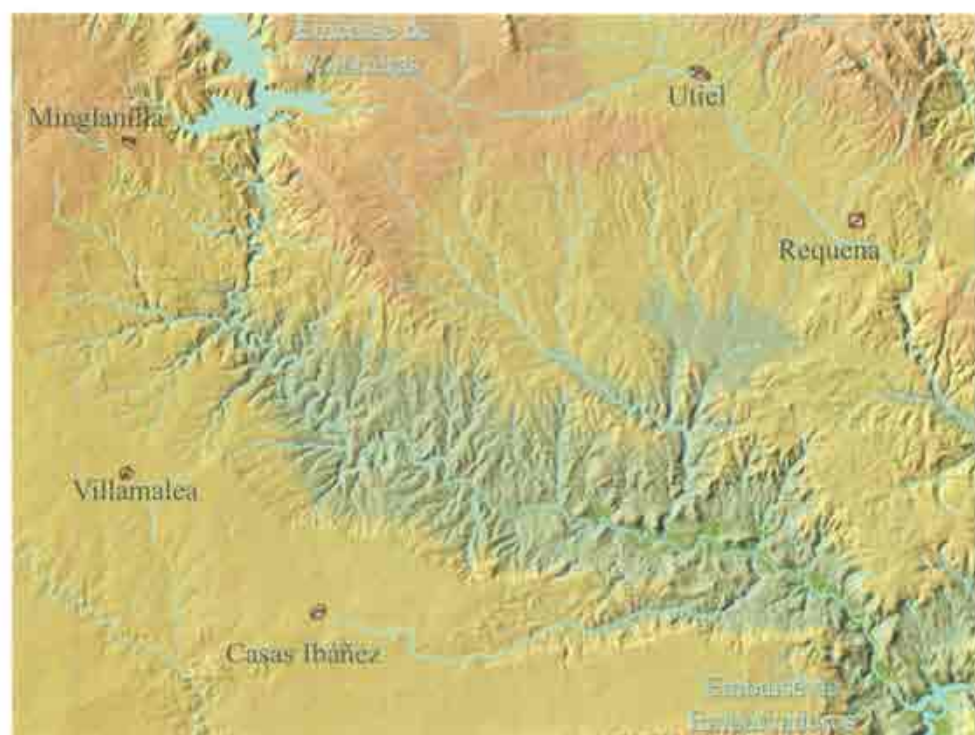


Figura 1 : Panorama geográfico general del área de estudio, con el río Cabriel en el centro, discurriendo desde el embalse de Contreras a Embarcaderos. El patrón de colores de verdes hasta rojos indica los cambios en el sentido del aumento de altitud.

Según Alcaraz y Sánchez (1988), el área de estudio de este trabajo se engloba en su mayor parte en el distrito biogeográfico Cofrentino, dentro del sector Setabense de la provincia biogeográfica Valenciano-Catalano-Provenzal (Región Mediterránea), aunque algunas muestras han sido tomadas en el distrito adyacente (Albacetense, sector Manchego, provincia Castellano-Maestrazgo-Manchega). Según estos autores, el distrito Cofrentino es característicamente cálido, con una vegetación potencial de carrascal de *Quercus rotundifolia* con lentiscos. Aquí son abundantes las margas, y el piso bioclimático corresponde al mesomediterráneo cálido.

El río Cabriel, como otros ríos mediterráneos, tiene un carácter fuertemente irregular. Su caudal medio anual puede variar entre los $5,56 \text{ m}^3/\text{seg}$ y $44,1 \text{ m}^3/\text{seg}$ (Casado, 1984), justo en Villatoya, en el centro del tramo estudiado. En cuanto a los aspectos hidrológicos de la zona, cabe asimismo destacar una importante bajada del nivel freático correspondiente a la Zona 2 (Madrigueras-Cabriel), que engloba gran parte del área de estudio (Rodríguez y Quintana, 1990). Esta reducción de los niveles piezométricos, con una bajada de hasta 15 m en unos 15 años y un aumento de la variabilidad estacional, puede afectar de manera importante a los organismos acuáticos y la calidad del agua del río Cabriel; quizás no tanto al cauce principal, con un caudal regulado por los embalses, como a los tributarios y las fuentes de su cuenca.

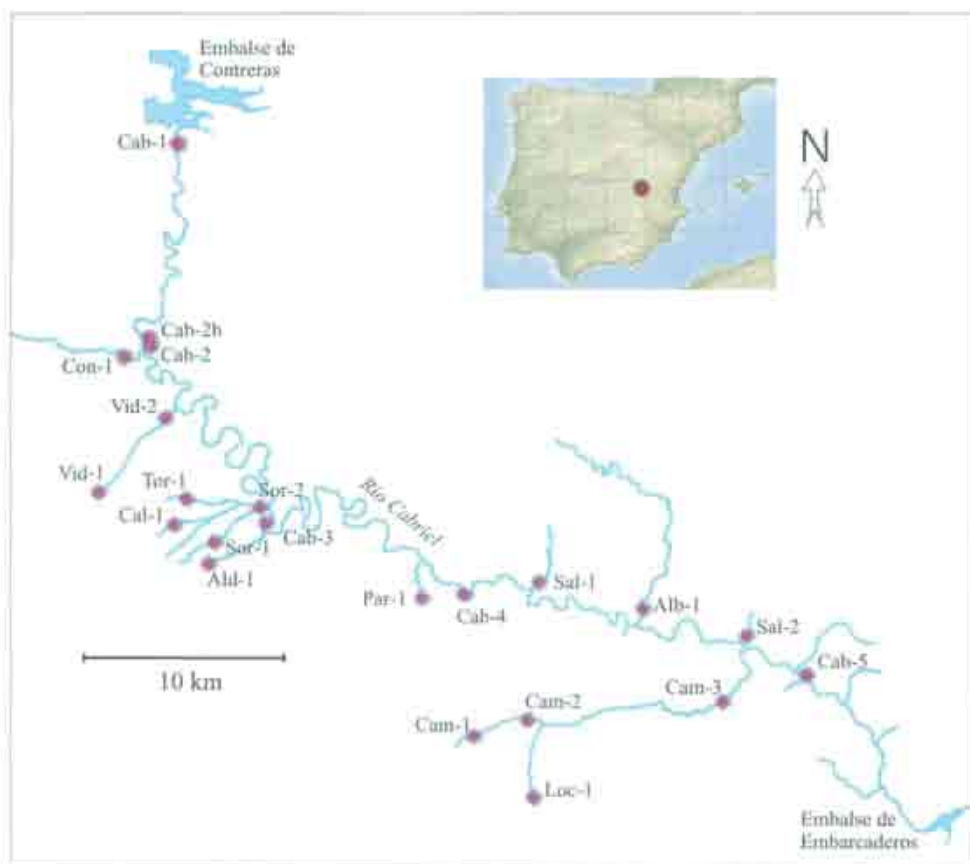


Figura 2. Representación gráfica de las estaciones de muestreo en la cuenca del Cabriel.

Tabla 1. Situación UTM de los puntos de muestreo de la cuenca del río Cabriel.

Orden	Estación	Curso de agua	UTM (GPS)	Término municipal	Altitud (m)
1	Cab-1	Río cabriel	30SXJ0628556/4377781	Minglanilla	574
2	Cab-2	Río cabriel	30SXJ0627192/4367338	Iniesta	528
3	Cab-2b	Río cabriel	30SXJ0627194/4367368	Iniesta	528
4	Cab-3	Río cabriel	30SXJ0633727/4359067	Villamalea	444
5	Cab-4	Río Cabriel	30SXJ0643199/4355590	Villatoya	396
6	Cab-5	Río cabriel	30SXJ0660590/4351696	Requena	362
7	Con-1	Arroyo de Consolación	30SXJ0626468/4366827	Iniesta	576
8	Vid-1	Arroyo de la Vid	30SXJ0625417/4360463	Villamalea	643
9	Vid-2	Arroyo de la Vid	30SXJ0628686/4364246	Villamalea	502
10	Tor-1	Rambla de Tollo	30SXJ0629824/4359775	Villamalea	563
11	Cal-1	Rambla de Calderón	30SXJ0629150/4358673	Villamalea	607
12	Sor-1	Rambla de los Soria	30SXJ0631174/4357932	Villamalea	563
13	Sor-2	Rambla de los Soria	30SXJ0633242/4359528	Villamalea	449
14	Ald-1	Arroyo de la Aldea	30SXJ0630660/4356814	Villamalea	609
15	Par-1	Arroyo Parideras	30SXJ0641226/4355455	Alborea	429
16	Sal-1	Barranco Salinas	30SXJ0646771/4355748	Requena	390
17	Alb-1	Rambla Albosa	30SXJ0652279/4354601	Requena	375
18	Sal-2	Rambla salinas	30SXJ0657385/4353592	Requena	380
19	Cam-1	Rambla Campiñana	30SXJ0644164/4348449	Casas de Ves	633
20	Cam-2	Rambla Campiñana	30SXJ0646949/4349219	Casas de Ves	590
21	Cam-3	Rambla Campiñana	30SXJ0656756/4350785	Balsa de Ves	434
22	Loc-1	Barranco Locino	30SXJ0647433/4345569	Casas de Ves	721

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. ESTACIONES DE MUESTREO

Al igual que en otros estudios realizados por nuestro equipo de investigación, el principal objetivo se enfoca en la obtención de la mayor cantidad de información existente acerca de las comunidades de invertebrados y del estado ecológico del bosque de ribera que jalona los cauces implicados. Dicha información se consigue con la elección de un número significativo de estaciones de muestreo. A tal efecto se realizó una observación sobre el terreno, seleccionándose 22 puntos (figura 2), cuyas coordenadas UTM se obtuvieron con un GPS y se situaron en los mapas escala 1:50.000 del Servicio Geográfico del Ejército (SGE), las cuales quedan relacionadas en la tabla 1.

Al igual que en otros estudios (Rueda, 1997; Rueda y cols, en prensa) hemos elegido una frecuencia de muestreo estacional para cubrir el ciclo biológico de los distintos invertebrados que habitan este sistema acuático.

3.2. FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA

Existe una serie compleja de datos morfológicos susceptibles de influir en mayor o menor medida en la distribución de la fauna bentónica. Los

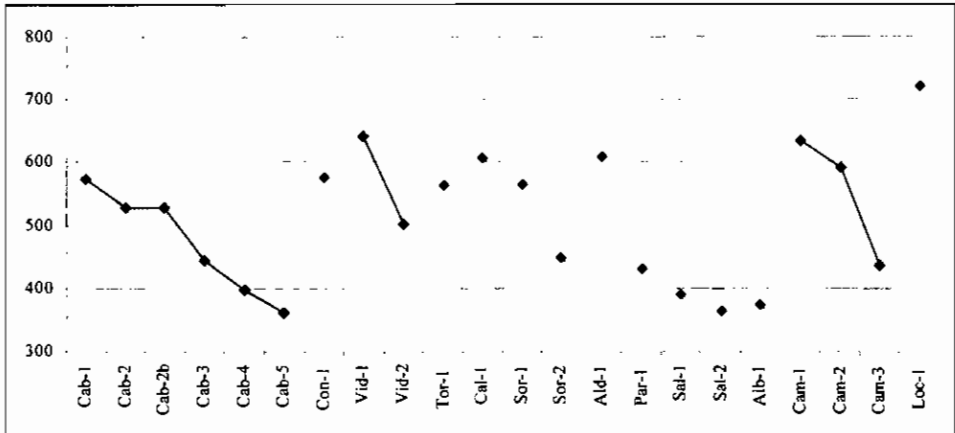


Figura 3. Representación gráfica de la situación altitudinal de las estaciones de muestreo.

parámetros físicos que se recopilaban *in situ* fueron la anchura del cauce y profundidad media del cauce, utilizando cintas métricas y profundímetros (palos rígidos con una escala métrica graduada) respectivamente, el substrato, el tipo de vegetación acuática, el tipo de flora lindante, la altitud (figura 3), la velocidad relativa de la corriente y influencia de la luz (Verneaux y Tuffery, 1984). También mediremos el grado de artificialidad, de modo similar a como se utilizó en las fuentes de Castellón y Valencia por Tapia (1996), pero adaptando los datos a los ríos, tal y como se viene realizando en trabajos anteriores (Hernández, 1996; Rueda, 1997).

Estos datos se registraron por medio de categorías, que son las siguientes:

3.2.1. Anchura del cauce

Inferior a 1 m	1
De 1 a 5 m	2
De 5 a 25 m	3
De 25 a 100 m	4
Superior a 100 m	5

3.2.2. Velocidad de la corriente

Estancada o de movimiento no perceptible	1
Estancada con movimiento perceptible	2
Lenta, un objeto flotante permanece en superficie	3
Rápida, un objeto flotante se hunde esporádicamente	4
Muy rápida, un objeto flotante desaparece constantemente	5

3.2.3. Substrato dominante

Piedras grandes, mayores de 20 cm de diámetro	1
Guijarros, 6-20 cm de diámetro	2
Gravas, 0,3-6 cm de diámetro	3
Arenas, 0,05-0,3 cm de diámetro	4

Limos, menores de 0,05 cm de diámetro	5
3.2.4. Artificialidad	
Cauce natural en su totalidad	1
Despeje de arbolada	2
Algunas obras de canalización	3
Canalizado, sin árboles ni piedras	4
Márgenes de cemento	5
3.2.5. Vegetación acuática	
Macrófitos sumergidos	1
Macrófitos que sobresalen (<i>Typha</i> sp. y otros)	2
Algas y/o <i>Lemna</i> sp.	3
Ausencia de vegetación	4
Bacterias y hongos	5
3.2.6. Entorno (influencia de la luz)	
Túnel, vegetación que impide ver el agua	1
Túnel de arboles, se ve el agua pero no llega la luz	2
Despejado, llega el 50% de luz solar	3
Despejado, llega el 75% de luz solar	4
Llega el 100% de luz solar	5
3.2.7. Profundidad	
Seco	1
Hasta 10 cm de profundidad	2
De 10 a 50 cm de profundidad	3
De 50 a 100 cm de profundidad	4
Más de 1 m de profundidad	5

La granulometría del sustrato, así como la velocidad de la corriente y la vegetación acuática, son esenciales en la relación existente con respecto a la oxigenación (Verneaux y Tuffery, 1984). El aumento de la granulometría es importante en la disminución de los productos nitrogenados (Labroue y cols., 1988).

En el campo se tomaron medidas de pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, temperatura y alcalinidad. La temperatura del aire se midió con un termómetro de alcohol coloreado. El pH del agua se midió con un peachímetro portátil de Hanna Instruments® modelo HI 9025 C. La concentración y el porcentaje de saturación de oxígeno en el agua fue obtenido mediante un oxímetro WTW® OXI 196. Para analizar la conductividad eléctrica se utilizó un conductímetro-salinómetro YSI® 33 S-C-T Meter. Tanto el peachímetro como el oxímetro y el conductímetro llevan una sonda de temperatura acoplada, lo cual nos permitía obtener al mismo tiempo el valor de temperatura del agua. La alcalinidad debida a carbonatos (con pH > 8.2) y bicarbonatos se analizó utilizando un test volumétrico Aquamerck® 11109. Se obtuvo

además una muestra de agua que fue transportada al laboratorio en una botella de polietileno, y utilizada para analizar la concentración de cloruro mediante un test volumétrico Aquamerck® 11106.

La artificialidad está ligada al concepto de economía, que, a su vez, influye sobre cualquier medio biológico, a menudo de forma poco agraciada, con la destrucción de hábitats, interfiriendo gravemente sobre la diversidad. Conviene, pues, buscar soluciones orientadas hacia la protección de los márgenes de los ríos, sumamente importantes, no sólo para la mayoría de invertebrados adultos que viven en ellos (Verneaux y cols., 1975), sino también para el mantenimiento del resto de la fauna ribereña.

3.3. MÉTODOS ESTADÍSTICOS

Con el fin de entender mejor la variabilidad físico-química de los ambientes estudiados, se procedió a su ordenación utilizando un método multivariable capaz de resumir o sintetizar en unos pocos factores todas las variables ambientales analizadas. Para ello utilizamos el Análisis de Componentes Principales (PCA), un método de ordenación de uso clásico en ecología de comunidades (Margalef, 1974; Waite, 2000). Las variables introducidas en el PCA, previamente transformadas en sus logaritmos decimales, fueron las siguientes: anchura del cauce, profundidad, velocidad, altitud, conductividad, temperatura del agua, pH, porcentaje de saturación de oxígeno, alcalinidad debida a bicarbonatos y concentración de cloruros.

También se llevó a cabo un análisis de clasificación o “cluster” de las muestras a partir de sus características físico-químicas. Para ello se utilizaron las mismas variables que en el caso de la ordenación por PCA. En el análisis “cluster”, el método utilizado fue el UPGMA y la distancia euclídea (Van Tongeren, 1995).

Tanto el análisis de ordenación como el de clasificación se realizaron en ambos casos con el paquete estadístico MVSP versión 3.0 (Kovach, 1998).

3.4. RECOLECCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE LOS INVERTEBRADOS

El concepto de macroinvertebrado se define como: organismo que supera siempre el milímetro al final de su desarrollo larval o en su estadio adulto (Tachet y cols., 1987). En este estudio al igual que en otros, no hacemos diferencias entre macro y microinvertebrados. Tomamos en consideración toda la fauna sin límite de tamaño, salvo el de ser recolectada con un tamiz de 200 µm de luz de malla. El muestreo de los invertebrados acuáticos se realizó según las metodologías correspondientes a Alba Tercedor y Sánchez Ortega (1988). Las muestras recogidas se guardaron en botes de plástico con tapón

de rosca, previa fijación con alcohol de 70° y convenientemente etiquetados para su traslado al laboratorio. Se aislaron *in vivo* los ejemplares que necesitaban un fijado especial, tales como, turbelarios, hidroideos, briozoos, nemertinos, etc., una vez en el laboratorio son fijados adecuadamente. Junto a los organismos recolectados obtenemos una gran cantidad de substrato y materia orgánica. Posteriormente se procede a una primera separación de individuos mediante una observación directa, con ayuda de una lupa binocular. Decidimos este método frente al de lavar el material en torre de tamices para evitar posibles pérdidas de información e incluso la rotura de algún elemento indispensable para la posterior determinación de los ejemplares, habiendo valorado anteriormente el considerable aumento de tiempo utilizado en este cometido.

Los organismos recolectados se separaron de la materia orgánica y posteriormente se determinaron mediante las claves apropiadas para cada taxón. Para ello se utilizó el instrumental adecuado (lupa binocular, microscopio óptico, cámara fotográfica, material complementario, etc.). Se seleccionaron los ejemplares más representativos de cada grupo para realizar las correspondientes fotografías.

En el presente estudio utilizaremos el IBMWP (Alba Tercedor y cols. 2004, antes BMWP'), que es una modificación del Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP)(ISO-BMWP,1979). El nivel taxonómico de familia es el requerido en la aplicación de este índice biológico para el estudio sobre la calidad del agua de los ríos. Hemos querido profundizar hasta el nivel específico, siempre que fue posible, permitiendo de este modo, obtener una información más puntual con respeto a la estructura ecológica de las comunidades de invertebrados, así como sobre los requerimientos ambientales, de esta manera los resultados son más precisos que a nivel de familia (Furse y cols., 1984).

Las claves y monografías utilizadas en la determinación de los invertebrados, fueron las siguientes:

Invertebrados : McCafferty (1983), Tachet y cols. (2000)

Cnidarios: Crayson y Haves (1968)

Artrópodos: Barrientos (1988)

Crustáceos: Zariquiey (1968), Fitzpatrick (1983)

Efemerópteros: Puig (1984)

Odonatos: Askew (2004)

Coleópteros: Richoux (1982), Friday (1988)

Heterópteros: Nieser y cols. (1994)

Tricópteros: Wallace y cols. (1990)

Dípteros: Sinigre y cols. (1979), Encinas-Grandes (1982), Rivosecchi (1984), Rotheray (1993), Rozkošný (1983), Nilsson (1997)

3.5. RECOLECCIÓN Y ESTUDIO DE OSTRÁCODOS

Las muestras de bentos para el estudio de los ostrácodos se recogieron mediante una red de mano enmarcada en forma de "D", con un diámetro de 30 cm y una malla con tamaño de poro de 100 μm . La manera de utilizar esta red consistió en su paso por el sedimento y las gravas del río, introduciendo la parte plana del marco en el fondo aproximadamente hasta un cm de profundidad y con un recorrido de unos 20-30 cm por el lecho, o bien pasando la red por la vegetación acuática. El material recogido en la red se guardaba en un frasco de polietileno, al cual se añadía etanol al 30 % para fijar los organismos.

En el laboratorio, la muestra de bentos era inspeccionada bajo la lupa binocular y todos los ostrácodos observados se separaban de la misma utilizando pipetas Pasteur. Estos individuos se guardaban en etanol al 70 % con unas pocas gotas de glicerina, en pequeños frascos de vidrio o frascos tipo Eppendorf, hasta su posterior identificación.

La determinación de las especies de ostrácodos se realizó utilizando en algunos casos la lupa binocular, mientras que en otros fue necesaria la observación al microscopio óptico y electrónico. Para la observación al microscopio óptico de la morfología de los ostrácodos se procedía a la realización de un montaje del cuerpo, separado en fragmentos, inmerso en un medio viscoso (glicerina o Hydromatrix[®]) dispuesto sobre un portaobjetos de vidrio, y se cubría con un cubreobjetos. Para un estudio detallado de la estructura de las valvas de los ostrácodos se utilizó el microscopio electrónico de barrido (MEB), con el que se han obtenido las fotografías presentadas. La identificación de los ostrácodos se llevó a cabo utilizando principalmente la monografía de Meisch (2000).

3.6. ÍNDICE BIOLÓGICO IBMWP

A principio de siglo, Kolkwitz y Marsson (1902, 1908, 1909) presentaron un índice biológico conocido como el sistema de los saprobios. Éste se basa en la adaptación de los organismos acuáticos a las sucesivas fases de descomposición de la materia orgánica procedente de usos industriales, domésticos y agrícolas. Los ambientes se ordenan en sucesión lineal, desde mayor a menor concentración de materia orgánica (Margalef, 1983). Las continuas interferencias producidas por las actividades humanas sobre el medio ambiente, y en particular sobre el acuático, han provocado la existencia de diferentes formas de evaluar el impacto antrópico producido en los ríos (Lang y Raymond, 1994).

El IBMWP (antes BMWP') es una modificación del Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP) (ISO-BMWP, 1979).







Debido a las notables ausencias en la fauna inglesa de especies presentes en la Península Ibérica, Alba Tercedor y Sánchez Ortega (1988) incluyeron estas últimas, asignándoles los valores correspondientes en la tabla original con puntuaciones de 1 a 10 en función de su grado de sensibilidad a la contaminación. Esta tabla fue posteriormente ampliada por diferentes autores, utilizando para nuestro estudio un complemento de todas ellas (Rueda y cols, 1998, tabla 2). El valor definitivo es la suma de los valores correspondientes a cada familia recolectada.

Tabla 2. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP*.

Familias	Puntuación
Aphelocheridae, Athericidae, Beraeidae, Blepharoceridae, Brachycentridae, Capniidae, Chloroperlidae, Ecnomidae**, Ephemeridae, Goeridae, Haptageniidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Leuctridae, Molannidae, Odontoceridae, Perlidae, Perlodidae, Phryganeidae, Potamanthidae, Sericoptomatidae, Siphonuridae, Taeniopterygidae,	10
Aeshnidae, Astacidae, Calopterygidae, Cordulegasteridae, Corduliidae, Glossosomatidae, Gomphidae, Lestidae, Libellulidae, Philopotamidae, Prosoptomatidae**, Psychomyiidae,	8
Ecnomidae*, Ephemerellidae, Limnephilidae, Nematidae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae,	7
Ancyliidae, Atyidae, Coenagrionidae, Corophiidae, Flabelligeridae**, Gammaridae, Hydroptilidae, Melanopsidae**, Neriidae, Platycnemididae, Thiaridae*, Unioidea, Viviparidae,	6
Clambidae, Dendrocoelidae, Dryopidae, Dugesidae, Elmidae, Helophoridae, Hydracarinae, Hydrochilidae, Hydroptychidae, Oligoneuridae, Planariidae, Polymitarcidae***, Simuliidae, Tipulidae,	5
Anthomyiidae, Baetidae, Caenidae, Centropogonidae, Chrysomelidae, Culicoidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Halipidae, HIDRACARINA, Limoniidae, Muscidae*, Piscicolidae, Psychodidae, Rhagiumidae*, Scisomyzidae*, Slalidae, Stratiomyidae, Tabanidae,	4
Auelidae, Hübneridae, Hythineidae, Corixidae, Dytiscidae, Erpobdellidae, Gerridae, Glossiphoniidae, Gyrrinidae, Helodidae, Hirudidae, Hydrobiidae, Hydrometridae, Hydroptilidae, Hygrobiidae, Lymnaeidae, Mesoveliidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, OSTRACODA, Physidae, Planorbidae, Pleidae, Sphaeriidae, Valvatidae, Veliidae*,	3
Chaoboridae**, Chironomidae, Culiidae, Ephyridae, Muscidae, Rhagionidae**, Thaumaleidae,	2
OLIGOCHAETA (todas las familias), Syrphidae*,	1

Una vez obtenidos los valores, el siguiente paso consiste en caracterizar las estaciones mediante unas clases de calidad y/o mediante un mapa de colores, que quedan representados en la tabla 3 (Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988).

Tabla 3. Categorías de calidad del agua.

Clase	Valor BMWP*	Significado	Color
I	>150	Aguas muy limpias	
II	101-120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	
III	61 - 100	Evidentes algunos efectos de contaminación	
IV	36 - 60	Aguas contaminadas	
V	16 - 35	Aguas muy contaminadas	
V	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	

3.7. ÍNDICE BIOLÓGICO QBR

El entorno de un río es uno de los elementos clave en el funcionamiento de un ecosistema fluvial (Hynes, 1972; Cummins, 1974; Cummins y Klug, 1979; Vannote y cols, 1980; Minshall y cols, 1985), de manera que el estudio de los ecosistemas riparios puede aportar gran cantidad de información sobre el estado ecológico del sistema acuático. Por tanto hemos de considerar a la vegetación existente en éstos como uno de los elementos estructuradores de dicho ecosistema.

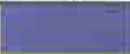




La directiva marco sobre política comunitaria del agua, concerniente a la evaluación y protección del estado ecológico de las aguas, creada por una comisión del Parlamento Europeo (Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 1999), propone medidas de control de los ecosistemas acuáticos. Esta medida debe incluir datos de las características físico-químicas del agua, de las comunidades biológicas que habitan en ellas y de la situación de sus riberas.

El índice QBR (Calidad Biológica de Ribera), diseñado por Munné y cols. (1998), pretende establecer un punto de trabajo con el que conocer el estado de conservación del bosque de ribera. Este índice surge como resultado de la simplificación de gran cantidad de estudios complejos, basados en la identificación de componentes biológicos (animales y plantas), toma de gran cantidad de variables ambientales, y su posterior tratamiento estadístico. Con esta idea se elaboró un protocolo que fuese comparativo con aquellos sistemas que nunca han sido alterados, lo que vendríamos a denominar "lugares de referencia", protocolo cuyo manejo fuese sencillo pero efectivo, ya que para su uso no es necesario tener elevados conocimientos de taxonomía vegetal.

El índice QBR se aplica en los mismos puntos donde se realiza la toma de muestras biológica, ambiental y físico-química del agua. Se realizará como mínimo en 100 metros lineales del río, ésta distancia podrá ser menor (al menos 50 metros) en aquellos ríos de pequeño tamaño o que presenten cambios bruscos en las características del mismo. Se considerarán ambos márgenes como única unidad a analizar, excepto a la hora de evaluar el tipo geomorfológico del río. El índice debe ser tomado en zonas carentes de estructuras o caminos hechos por el hombre. Los puentes y caminos utilizados para acceder a la estación de muestreo no se tendrán en cuenta para la valoración del índice. Siempre que sea posible se deberá escoger zonas situadas aguas arriba de estos accesos, así como realizar varios transectos (100-200 m.) para obtener una puntuación más representativa de la zona.

La puntuación total nos dará el nivel de calidad de nuestra estación de muestreo según la tabla 4.

Tabla 4. Categorías de calidad del bosque de ribera.

Clase	Valor QBR	Significado	Color
I	≥95	Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural	
II	75 - 90	Bosque ligeramente perturbado, calidad buena	
III	55 - 70	Inicio de alteración importante, calidad intermedia	
IV	30 - 50	Alteración fuerte, mala calidad	
V	≤ 25	Degradación extrema, calidad pésima	

4. RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1. ESTACIONES DE MUESTREO

Cada estación posee unas características propias, que debemos tener en cuenta en el momento de discutir los resultados obtenidos durante los muestreos.

El caudal de un río está directamente ligado a las precipitaciones, capacidad de almacenamiento y nivel freático. Éste, junto con las características del relieve, inciden en la profundidad y anchura del cauce así como en la velocidad de la corriente. Por otro lado, los distintos tipos de regulación inciden a su vez sobre los aportes de nutrientes y otras condiciones fundamentales que permitirán la existencia de unos organismos u otros en sus aguas. La velocidad, el substrato y la vegetación acuática, inciden sobre la oxigenación, condición indispensable para la vida (Décamps, 1971; Hynes, 1972). El nivel de artificialidad en el cauce que afecta a la vegetación acuática y terrestre afectará tanto a la incidencia de la luz en el río como a su capacidad de oxigenación y a su temperatura, factores de suma importancia para la colonización de la fauna acuática.

Las 22 estaciones estudiadas se distribuyen de la siguiente manera (figura 2):

El río Cabriel, eje central de nuestra cuenca, estaciones 1 a la 6. El arroyo de Consolación, en la ribera derecha del río Cabriel, estación 7. El arroyo de la Vid, en la ribera derecha, estaciones 8 y 9. El Tortuga en la rambla de Tollo, en la ribera derecha del río Cabriel, estación 10. La rambla de Calderón, en la ribera derecha de la rambla del Tollo, estación 11. La rambla de los Soria, en la ribera derecha de la rambla del Tollo, estación 12 y 13. El arroyo de la Aldea, en la ribera derecha del río Cabriel, estación 14. El arroyo Parideras, en la ribera derecha del río Cabriel, estación 15. El barranco Salinas, en la ribera izquierda del río Cabriel, estación 16. La rambla Albosa, en la ribera izquierda del río Cabriel, estación 17. La rambla Salinas, en la ribera izquierda del río Cabriel, estación 18. La rambla Campiñana, en la ribera derecha del río Cabriel, estaciones 19 a 21. El barranco Locino, en la ribera derecha de la rambla Campiñana, estación 22. Todas las estaciones

corresponden a un tramo medio de río con respecto al Cabriel y a pequeños ríos o ramblas con respecto a los secundarios que vierten sus aguas al primero. Los diferentes puntos de muestreo se sitúan entre los 721 m en el barranco de Locino y 362 m en Cab-5.

4.1.1. Estación 1

Tras recorrer pocos kilómetros, desde la población de Minglanilla (Cuenca), por la antigua carretera nacional de Madrid a Valencia, nos adentramos en el Parque Natural de las Hoces del Cabriel entrando por el embalse de Contreras. Establecemos la estación de muestreo a un centenar de metros del comienzo de dicho parque, a unos 300 m de la corona del embalse (foto 1).

4.1.2. Estación 2

Dentro del término municipal de Iniesta y en el punto citado en la tabla 1, Cab-2 posee un entorno similar al anterior pero con una ausencia de bosque en la ribera derecha. Dicho entorno corresponde a una antigua zona de cultivo, hoy día abandonada, en el que sólo se aprecian algunos arbustos del género *Tamarix*. Se estableció el punto de muestreo a 100 m del puente que permite el acceso a la provincia de Valencia (foto 2).

4.1.3. Estación 3

Junto a la anterior estación, y en un lateral situado en la ribera derecha del río Cabriel, encontramos un manantial que nos pareció importante muestrear. Cab-2bis surge entre una roca fracturada y con un caudal suficiente para provocar una fuerte corriente (foto 3). En este punto la temperatura del agua en el mes de enero fue de 21,3 °C, lo que lo convierte en un manantial de origen termal.

4.1.4. Estación 4

Próximo a la población de Tamayo, dentro del término municipal de Villamalea, nos encontramos con un punto de muestreo excepcional, debido a la gran heterogeneidad de su medio. Cab-3 posee un bosque intenso a ambos lados de su cauce (foto 4). Sus aguas son transparentes y existe poca profundidad. Con respecto a Cab-1 hemos alcanzado una altitud de 444 m, lo que hace un desnivel de 130 m.

4.1.5. Estación 5

Con una anchura inferior a las estaciones anteriores Cab-4 se convierte en una estación en la que su corriente es mayor (foto 5). Su bosque de ribera se limita a una primera línea ya que detrás sólo se observan cultivos. Sus aguas son transparentes y la profundidad alcanza 1 m. La temperatura del



Fotografías 1 y 2. Estaciones Cab-1 y Cab-2 respectivamente.



Fotografías 3 y 4. El manantial de Cab-2bis y la estación Cab-3 respectivamente.



Fotografías 5 y 6. Estaciones Cab-4 y Cab-5 respectivamente.



Fotografías 7 y 8. Estaciones Con-1 y Vid-1 respectivamente.



Fotografías 9 y 10. Estaciones Vid-2 durante septiembre de 2003 y Tor-1 respectivamente.



Fotografías 11 y 12. La rambla de Calderón y la estación Ald-1 respectivamente.

preciado líquido. Sus aguas son transparentes e inodoras y circulan entre hierbas de poca altura en un cauce de unos 40 cm (foto 10). El substrato está básicamente formado por limos muy finos y se encuentran algunas rocas de gran tamaño.

4.1.11. Estaciones 11, 12 y 13

Tanto la rambla de Calderón (Cal-1, foto 11) como las dos estaciones de los Soria (Sor-1 y Sor-2) se encontraron secas durante los muestreos. Son cauces típicamente temporales y sujetos a las inclemencias de la meteorología.

4.1.12. Estación 14

En las proximidades de la aldea de Tabaqueros, perteneciente al municipio de Villamalea, nos encontramos con una formación kárstica que forma una pared a un lado de la carretera que lleva a Casas Ibáñez. En dicha formación se encuentran varias pozas de tamaño no superior al metro y medio y un lavadero alimentado del agua que mana de las paredes. Ald-1 no es un cauce consistente ya que sus aguas se infiltran en el substrato (foto 12).

4.1.13. Estaciones 15 y 16

Nos encontramos con otras dos estaciones secas. Ambas poseen un recorrido corto pero que sólo servirán de aliviadero de aguas pluviales. Par-1 y Sal-1 son barrancos de carácter temporal y geológicamente salados (foto 13), de ahí el nombre de barranco Salinas.

4.1.14. Estación 17

La rambla de Albosa (Alb-1) desemboca en el Cabriel a altura de Casas Caballero y recibe aguas residuales de diferentes poblaciones situadas aguas arriba (foto 14). Sus aguas son transparentes pero poseen una tonalidad marrón debido a la materia en suspensión. No posee bosque de ribera a excepción de algún *Populus nigra* aislado, el resto está constituido por *Tamarix* spp. Este punto se caracteriza por poseer una elevada conductividad debido a su paso por facies del Keuper.

4.1.15. Estación 18

La rambla Salinas posee mayor conductividad que la anterior y tiene un carácter temporal (Sal-2, foto 15). Sus aguas están sujetas a los periodos lluviosos y llevan partículas en suspensión que le proporcionan una tonalidad marrón. La anchura de su cauce no supera los dos metros y está jalonado por un bosque de ribera poco denso, constituido por diferentes ejemplares de *Pinus halepensis* y algunos arbustos del género *Tamarix*.



Fotografías 13 y 14. Estaciones Sal-1 y Alb-1 respectivamente.



Fotografías 15 y 16. Estaciones Sal-2 y Cam-1 respectivamente.



Fotografías 17 y 18. Estaciones Cam-2 y Cam-3 respectivamente.



Fotografías 19 y 20. Estación Loc-1 y un detalle de la misma.

4.1.16. Estaciones 19, 20 y 21

Las dos primeras estaciones (Cam-1 y Cam-2) pertenecen al término municipal de Casas de Ves y la tercera a Balsa de Ves (Cam-3). Corresponden a la rambla de Campiñana y poseen aguas transparentes y una conductividad elevada. Su cauce está bordeado por diferentes campos de cultivos abandonados (fotos 16 y 17) donde el bosque de ribera ha sido eliminado en las dos primeras estaciones. Cam-3 posee un cauce natural dentro de un barranco en V (foto 18) con un bosque de ribera formado de *Tamarix* spp. y otros arbustos.

4.1.17. Estación 22

Una vez más nos encontramos con un cauce sin agua durante gran parte de su ciclo anual. El barranco de Locino (Loc-1) se sitúa en el término municipal de Casas de Ves y como tal barranco puede que su ciclo hidrológico esté sujeto a grandes variaciones. Con este punto de muestreo queremos denunciar su utilización como vertedero incontrolado, cuya responsabilidad corresponde tanto a los "ciudadanos" que lo utilizan como tales vertederos y a las autoridades pertinentes por dejarlo en este aspecto tan lamentable (foto 19 y 20).

4.2. PARÁMETROS AMBIENTALES

Nos encontramos con una gran variabilidad de medios fluviales. Con respecto a la anchura del cauce tenemos un río Cabriel que supera los 25 m y Tor-1 que no alcanza los 40 cm. La velocidad de la corriente es importante en algunos puntos del Cabriel durante el invierno y la primavera y debería de disminuir en verano sin embargo hemos podido observar oscilaciones importantes debido al funcionamiento del embalse de Contreras, lo que influye en la profundidad.

Debido a la gran cantidad de datos observados y tabulados, según indicamos en el apartado de metodología, hemos preferido aportar los resultados mediante la tabla 5.

Tabla 5. Categorías de los diferentes parámetros ambientales: Est=Estación, Anch.=Anchura del cauce, Vel.=Velocidad, Subs.=Substrato, Art.=Artificialidad, Veg.=Vegetación acuática, Ent.=Entorno, Prof.=Profundidad. Sólo están representadas las estaciones que presentaron agua durante nuestro estudio.

Orden	Est.	Anch.	Vel.	Subs.	Art.	Veg.	Ent.	Prof.
1	Cab-1	4	2-3	2	1	1	2	4-5
2	Cab-2	4	2-3	3	1	2	4	3-4
3	Cab-2bis	1	4	1	1	4	4	3
4	Cab-3	4	4	2	1	1	3	3-4
5	Cab-4	3	3	3	1	3	3	4-5
6	Cab-5	3	4	2	3	2	4	5
7	Con-1	2	2-4	3	2	2	3	1-3
8	Vid-1	2	2	5	2	2	3	1-3
9	Vid-2	1	2	5	1	2	3	1-3
10	Tor-1	2	3	4	1	3	3	1-3
14	Ald-1	2	1	5	5	3	3	2-3
18	Alb-1	4	2-3	5	3	2	4	2-3
17	Sal-2	2	2	3	1	2	4	1-3
19	Cam-1	2	2-3	5	2	2	5	2
20	Cam-2	2	2-3	5	4	2	5	3
21	Cam-3	1	2-3	3	1	2	3	3

4.3. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

En la tabla 6 se presentan los resultados obtenidos de los diferentes análisis realizados para cada punto de muestreo, así como un resumen del conjunto de datos. Se ve una gran variabilidad en la temperatura, esto se debe a que todas las estaciones no han sido muestreadas en la misma campaña. Se observa que los cauces más profundos corresponden básicamente al cauce principal del río Cabriel. Cabe advertir, sin embargo, que como corresponde a ríos de carácter mediterráneo, estos valores de anchura pueden variar marcadamente tanto interestacionalmente como interanualmente, según la intensidad de las lluvias, la prolongación de las épocas sin precipitaciones, la temperatura ambiental y la demanda y regulación por parte de la población humana.

Tanto la concentración de oxígeno disuelto como el porcentaje de saturación pueden sufrir variaciones importantes a lo largo del día (Margalef, 1983), lo cual no hemos podido constatar. Sin embargo, en nuestros datos se observa que la mayoría de los puntos muestreados están muy oxigenados, con valores en todo caso por encima del 85% de saturación.

Tabla 6: Valores de los parámetros físicos y químicos obtenidos en los diferentes puntos de muestreo del Río Cabriel: T agua = temperatura media del agua (°C), T aire = temperatura del aire (°C), O₂ (mg) = concentración de oxígeno disuelto, O₂ (%) = porcentaje de saturación de saturación de oxígeno, pH = acidez, Alc = alcalinidad, Sal (%) = salinidad, Cond (µS/cm) = conductividad, V (dm/s) = velocidad de la corriente, Prof = profundidad del cauce en centímetros, Cl (meq/l) = concentración de cloruros disueltos.

Estación	T agua	Taire	Prof	V (m/s)	O (mg)	O (%)	pH	Alc	Sal (%)	Cond (µS/cm)	Cl (meq/l)
Cab-1	10,37	9,25	36	0	10,18	95,9	8,09	4,1	0,2	896	1,23
Cab-2	18	12,3	50		8,35	93,8	7,28	4,6	0,2	921	1,92
Cab-2b	21,3	12,3	20		7,23	86,2	6,92	5	0,1	779	1,35
Cab-3	20,6	22,6	46	4,43	9,4	109	7,99	3,8	0,2	947	2,26
Cab-4	20,77	19,5	78	4,87	9,04	105	8,13	3,4	0,2	929	2,26
Cab-5	9,7	10,8	32		11,25	103	8,13	3,6	0,3	1076	2,96
Con-1	367	6,2	50	2,4	13,07	98,3	8,42	5,2	0,05	623	10,32
Vid-2	4,467	14,7	30		12,68	105	7,8	6,5	0,2	987	3,5
Vid-1	3,4	11,3	10	2,1	12,13	95,6	7,87	4,8	0,1	764	2,62
Tor-1	15,8	21,3	32	0	9,3	99,8	7,8	5,4	0,2	830	2,6
Ald-1	15,9	19	10	0	10,06	108	8,2	6,7	0,3	1044	3,33
Sal-2	3,367	10,4	35	1,1	12,4	96	8,46	4,8	2	4090	36,39
Alb-1	6,767	10	40	0,41	13,05	111	8,27	3,1	1,4	2860	4,47
Cam-1	11,63	10	9	1,58	9,52	94,2	8,05	4,8	1	2230	4,34
Cam-2	5,433	5,4	15	0,92	11,62	98,7	8,03	4,1	1,2	2630	5,64
Cam-3	6,767	7,8	10	2,78	10,78	92,2	7,95	3,7	1,9	3800	9,25
Media	10,98	12,7	31	1,72	10,63	99,4	7,96	4,6	0,60	1587,88	5,36
SD	6,89	5,29	19	1,67	1,77	6,82	0,39	1	0,67	1148,81	8,51
Máx	21,3	22,6	78	4,87	13,07	111	8,46	6,7	2	4090	36,39
Min	1,37	5,4	9	0	7,23	86,2	6,92	3,1	0,05	623	1,23

Los valores de pH rondan entre la neutralidad y un carácter un tanto básico, valores entre 6.92 y 8.46.

La alcalinidad en el agua está causada por la presencia de iones carbonato y bicarbonato asociados con cationes metálicos. Este parámetro no parece seguir ninguna pauta en concreto a lo largo del río Cabriel. En la salinidad, en cambio, sí se observa un marcado incremento en los afluentes más bajos del río en comparación con los más altos y con el cauce principal del río. Estos afluentes se sitúan sobre materiales triásicos ricos en sales, que por disolución, pueden ser la causa de esta salinidad elevada, principalmente observable en las Ramblas de Salinas, Campiñaza y Albosa.

La conductividad eléctrica nos indica la cantidad de solutos del agua. Los valores observados en el Río Cabriel son, en su mayoría, los habituales de ríos de zonas calcáreas, entre 500 y 1000 µS/cm (e.g. Prat, 1979). Los valores que sobrepasan este intervalo pertenecen a los mismos puntos donde la salinidad es más elevada, esto se debe a que la salinidad que está debida a cationes metálicos y al cloruro aumenta la conductividad del agua. Esto

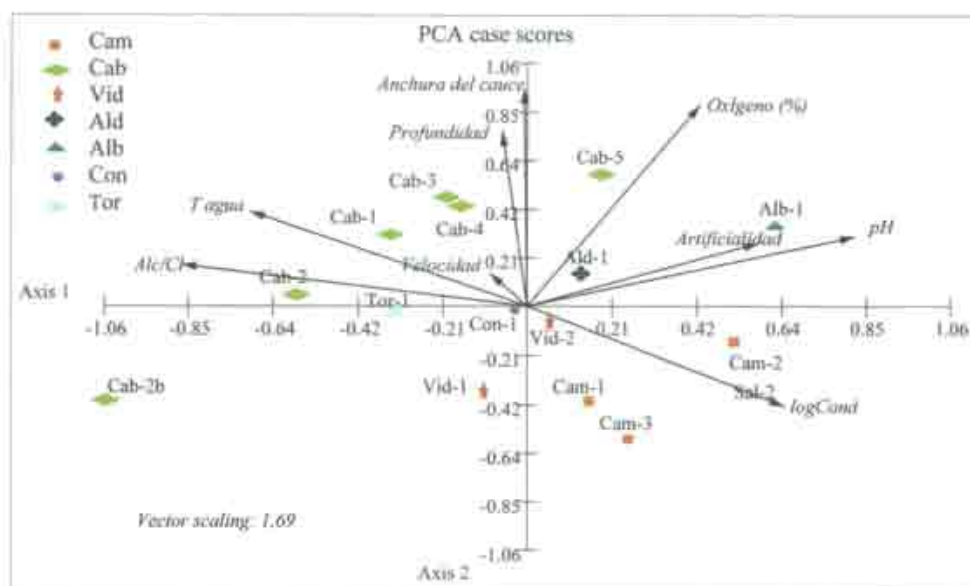


Figura 4. Ordenación de las muestras en relación con las variables ambientales (flechas, etiquetas) a partir del análisis PCA. Se representan los diferentes afluentes del Río Cabriel con diferentes símbolos.

se puede ver observando la concentración del ión cloruro. Ésta es mayor en las estaciones donde salinidad y conductividad son mayores.

El análisis de ordenación por PCA (figura 4) muestra como se distribuyen las muestras en un espacio físico-químico bidimensional. Aquí se pueden observar las tendencias comentadas respecto a la físico-química, ahora relacionando más claramente las muestras con las variables ambientales. Las muestras correspondientes al cauce principal del río Cabriel se sitúan básicamente en la parte negativa del primer eje y en la parte positiva del segundo eje, ya que corresponden a estaciones con una mayor profundidad y anchura de cauce y una mayor proporción de bicarbonatos respecto a los cloruros disueltos (Alc/Cl), pero menor conductividad y pH que las muestras correspondientes a las ramblas o tributarios del Cabriel. Estas muestras de elevada salinidad, y tamaño de cauce y caudal reducido, corresponden a las ramblas, más especialmente la rambla Campiñana.

4.4. OSTRÁCODOS, GENERALIDADES Y DISCUSIONES

Los ostrácodos son un grupo de microcrustáceos (habitualmente entre 0.5 y 3 mm de longitud) que viven en una gran diversidad de ambientes acuáticos, desde las grandes profundidades oceánicas a las pequeñas charcas temporales de montaña. Tienen la particularidad de construir un caparazón bivalvo de

carbonato cálcico, lo cual permite que fosilicen con facilidad y sus restos sean identificables a nivel específico de forma habitual. Esta característica, junto con el hecho de poseer una importante riqueza de especies, cada una con sus preferencias ambientales particulares, los hace un grupo ampliamente utilizado en estudios paleoecológicos (Griffiths y Holmes, 2000).

En el presente estudio se han encontrado un total de 16 especies de Ostracoda, distribuidas en 6 familias. De entre todas estas especies sólo una ha podido recuperarse únicamente como concha sin partes blandas (*Cyprideis torosa*) lo cual en principio es un poco extraño ya que es típica de marjales y ambientes costeros salobres. Su presencia podría deberse al lavado por el río de yacimientos fosilíferos cuaternarios ricos en restos de esta especie. Por tanto, queda por confirmar su presencia en la actualidad en el río Cabriel. Cabe destacar la presencia de *Sarsocypridopsis lanzarotensis* porque es una especie que se considera poco frecuente fuera de la Comunidad Valenciana y de las Islas Canarias.

A continuación presentamos la lista taxonómica de ostrácodos encontrados:

Phylum ARTHROPODA

Subphylum CRUSTACEA

Clase OSTRACODA

Subclase PODOCOPA

Orden PODOCOPIDA

Superfamilia DARWINULOIDEA

Familia **Darwinulidae**

Darwinula stevensoni (Brady y Robertson, 1870)

Superfamilia CYTHEROIDEA

Familia **Limnocytheridae**

Subfamilia Limnocytherinae

Paralimnocythere messanai Martens, 1992

Limnocythere inopinata (Baird, 1843)

Familia **Cytherideidae**

Cyprideis torosa (Jones, 1850)

Superfamilia CYPRIDOIDEA

Familia **Candonidae**

Subfamilia Candoninae

Pseudocandona albicans (Brady, 1864)

Pseudocandona pratensis (Hartwing, 1901)

Familia **Ilyocyprididae**

Subfamilia Ilyocypridinae

Ilyocypris gibba (Ramdohr, 1808)

Ilyocypris bradyi (Sars, 1890)

- Ilyocypris inermis* (Kaufmann, 1900)
- Familia **Cyprididae**
- Subfamilia Eucypridinae
 - Eucypris virens* (Jurine, 1820)
- Subfamilia Herpetocypridinae
 - Herpetocypris brevicaudata* (Kaufmann, 1900)
 - Herpetocypris helenae* (G. W. Müller, 1908)
- Subfamilia Cyprinotinae
 - Heterocypris salina* (Brady, 1868)
 - Heterocypris incongruens* (Ramdohr, 1808)
- Subfamilia Cypridopsinae
 - Cypridopsis vidua* (O. F. Müller, 1776)
 - Sarscypridopsis lanzarotensis* (Mallwitz, 1984)
 - Potamocypris villosa* (Jurine, 1820)

4.5. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA Y ECOLÓGICA

En este apartado trataremos de sintetizar los resultados obtenidos respecto a la distribución de los ostrácodos y su relación con el medio, es decir, hablaremos de aspectos ecológicos y biogeográficos, centrándonos en las especies más comunes en el estudio realizado y comentando también estas relaciones en algunos casos de especies poco frecuentes.

Se aprecia la preponderancia de la familia Cyprididae, debida principalmente a que ésta representa el mayor número de especies, muchas de las cuales están bien adaptadas a condiciones de estrés ambiental diversas (temporalidad, salinidad, etc.). Esta familia se considera la que mayor éxito evolutivo ha tenido en su radiación adaptativa por las aguas continentales del mundo.

4.5.1. Darwinulidae

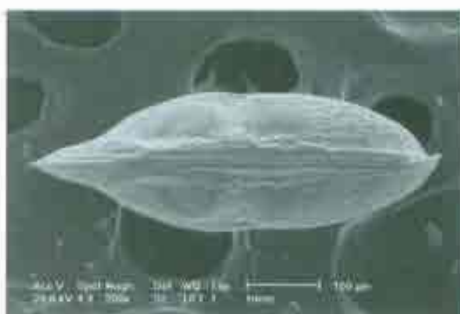
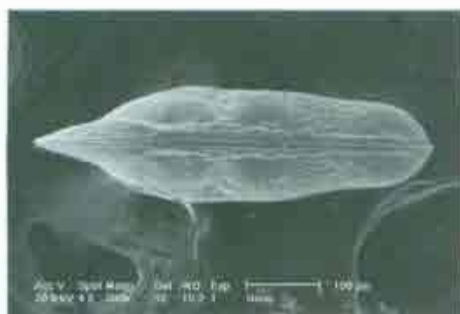
La especie *Darwinula stevensoni* (foto 21), es cosmopolita y presenta una marcada tolerancia a una gran variedad de factores ambientales como la salinidad, temperatura o incluso a reducidas concentraciones de oxígeno (Griffiths y Butlin, 1994). En las cuatro estaciones de muestreo donde se ha recolectado ha sido con individuos vivos (Cab-2, Cab-2b, Cab-5 y Cam-2).

4.5.2. Limnocytheridae

Limnocythere inopinata (foto 22) es un ostrácodo habitual en lagos de toda Europa (Meisch, 2000), pero también en ríos y embalses de la cuenca del Júcar, Túrria y Mijares (Mezquita y cols., 1999). Su tipo de reproducción por partenogénesis permite la existencia de diferentes clones adaptados a condiciones ambientales muy diversas (Geiger, 1994).



Fotografías 21 y 22. Vista dorsal de *Darwinula stevensoni* (izquierda) y vista interna de la valva izquierda de *Limnocythere inopinata* (derecha) donde podemos observar unas pequeñas espinas características de esta especie en la parte posterior de la valva.



Fotografías 23 y 24. Vista dorsal de un macho de *Paralimnocythere messanae* (izquierda) y vista dorsal de una hembra de esta misma especie (derecha).

Paralimnocythere messanae, (foto 23 y 24) es una especie que hasta hace pocos años no había sido descubierta (Martens, 1992), pero que es bastante frecuente en riachuelos y fuentes (Mezquita, 1998; Mezquita y cols., 2001). En este estudio *P. messanae* es una de las especies mejor representada como se ve en la figura 5.

4.5.3. Cytherideidae

Cyprideis torosa (foto 25) puede encontrarse en un amplio rango de salinidad, desde aguas casi dulces hasta el 60‰, en fuentes, lagos, lagunas, deltas, marjales, etc. Parece preferir un substrato arenoso o fangoso con algas. En este estudio no esperábamos encontrar por tanto esta especie ya que es más propia de marjales, ullales, salinas, pero no en ríos. Se han encontrado valvas en una zona intersticial y donde parece ser que hay una surgencia, lo que podría explicar la presencia de esta especie nada típica de ríos en las aguas del Cabriel, aunque lo más probable es que se trate de conchas fósiles lavadas por el río de la roca sedimentaria cuaternaria en la que se encontraran.

agua es de 20,8 °C por lo que se entiende el establecimiento de varios balnearios a ambos lados de su cauce.

4.1.6. Estación 6

El último punto del río Cabriel de nuestro estudio se encuentra en la provincia de Valencia, en el término municipal de Requena y próximo al molino reconstruido del núcleo rural de Casas del Río (foto 6). La temperatura de sus aguas en enero fue de 9,7 °C, por lo que se puede dar por concluida la influencia de las aguas termales registrada desde Cab-2 hasta Cab-4. Sus aguas siguen transparentes y no se observan vertidos de ningún tipo. Por el contrario este punto está rodeado de diferentes cultivos, si bien muchos bancales están abandonados.

4.1.7. Estación 7

El arroyo de Consolación tiene un carácter temporal, si bien en épocas lluviosas puede conservar un caudal relativamente continuo en el tiempo. El entorno de este riachuelo está dominado por cultivos y sus aguas son transparentes, inodoras y frías en invierno (1,3 °C registrado en enero de 2004). Su cauce es estrecho y natural, con un bosque de ribera dominado por arbustos (foto 7). Nuestro punto de muestreo (Con-1) se encuentra a 576 m, dentro del término municipal de Iniesta.

4.1.8. Estación 8

Vid-1 se encuentra en el municipio de Villamalea y a 643 m de altitud (foto 8). Sus aguas, de color marrón, serpentean por una pendiente cubierta de juncos durante la primavera. Nos encontramos con una cabecera de arroyo de carácter temporal, lo que influirá seguramente en la diversidad faunística. La anchura del cauce es inferior a 1 m y su profundidad no alcanza los 20 cm.

4.1.9. Estación 9

La estación de muestreo Vid-2 se encuentra a 500 m antes de verter sus aguas al río Cabriel. El color de sus aguas sigue con una tonalidad marrón pero sin ser tan intenso como río arriba. No existe tampoco un bosque de ribera consistente y se observan algunos cultivos en su proximidad. Durante el muestreo de verano (foto 9) su cauce no llevaba agua, sin embargo, el lecho estaba húmedo por lo que sospechamos que nos encontramos con un arroyo temporal en la totalidad de su recorrido.

4.1.10. Estación 10

Al igual que la estación anterior nos encontramos con un pequeño arroyo (Tor-1), cuyas aguas desaparecerán río abajo ya que en Sor-2 no existe ningún rastro del

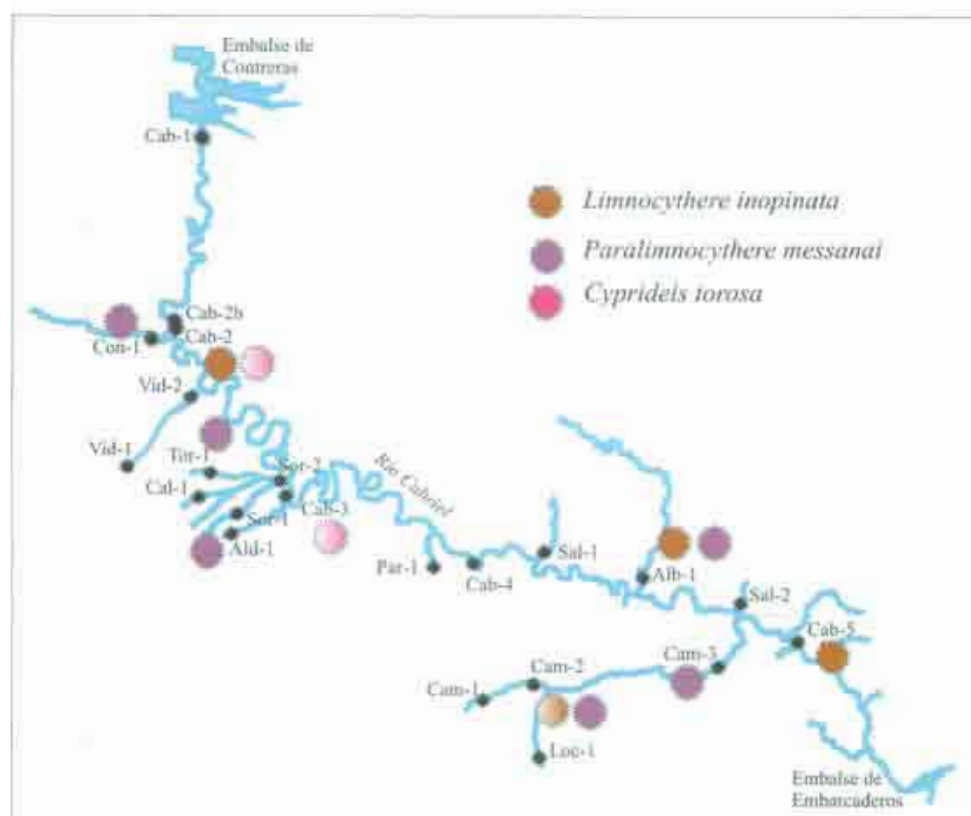


Figura 5. Distribución geográfica de las subfamilias Limnocytheridae y Cytherideidae.

4.5.4. Candonidae

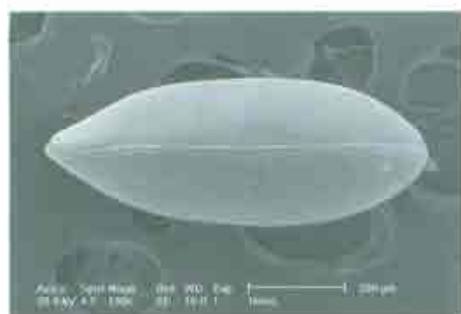
Tanto *Pseudocandona albicans* (foto 27) como *Pseudocandona pratensis* (foto 26 y 28) son dos especies comunes en el área Holártica (Meisch, 2000), y también en ríos de la cuenca oriental de la Península Ibérica (Mezquita y cols. 1999). Las dos especies toleran amplios rangos de parámetros ambientales. Estas dos especies no están muy representadas en este río, ya que *P. pratensis* sólo ha sido encontrada en un punto y *P. albicans* en dos puntos donde en uno de los cuales sólo se han encontrado sus restos (figura 6).

4.5.5. Ilyocyprididae

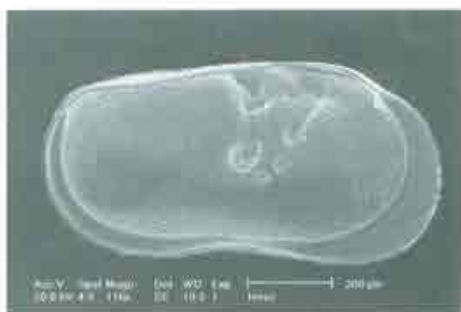
Las tres especies del género *Ilyocypris* encontradas, han sido relativamente comunes en el área de estudio y sus alrededores (Mezquita y cols., 1998). Hay en la literatura bastante confusión en cuanto a la taxonomía de las especies *I. bradyi* (foto 29) y *I. gibba* (foto 30), debido a la variabilidad morfológica que presentan, pero el trabajo de Janz (1994) aclara bastante



Fotografías 25 y 26. Vista externa de una valva izquierda de *Cyprideis torosa* (izquierda) y vista interna de una valva derecha de un macho de *Pseudocandona pratensis* (derecha).



Fotografías 27 y 28. Vista dorsal de dos hembras del género *Pseudocandona*, *Pseudocandona albicans* (izquierda) y *Pseudocandona pratensis* (derecha).



Fotografías 29 y 30. Vista interna de la valva izquierda de *Ilyocypris bradyi* (izquierda) y *Ilyocypris gibba* (derecha).

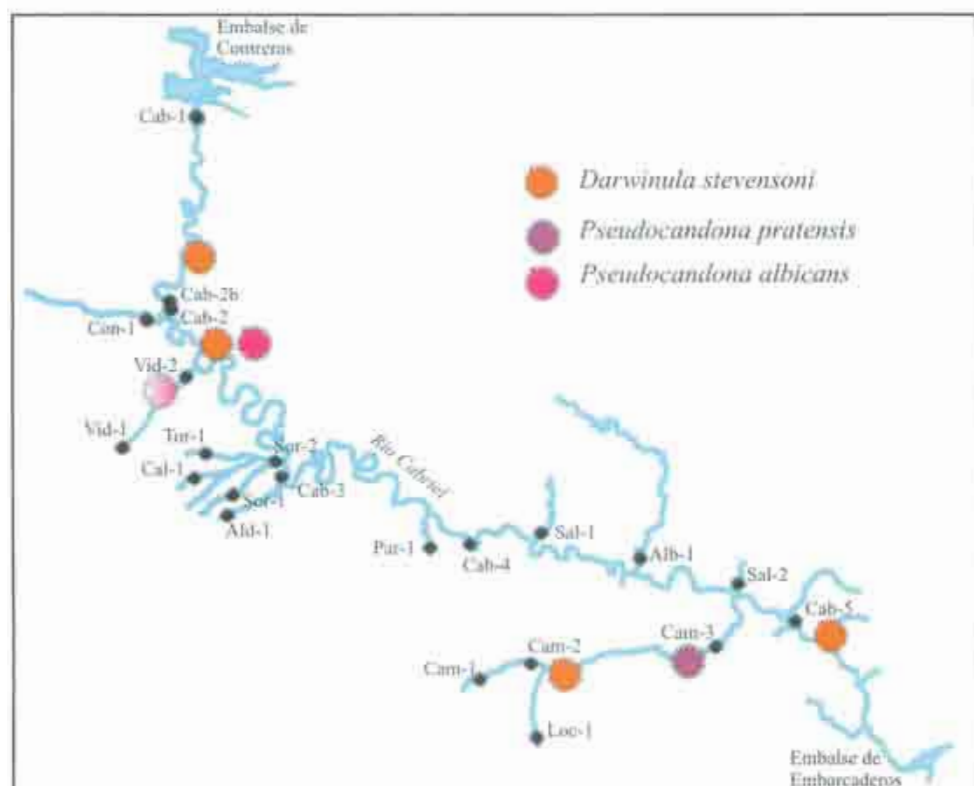
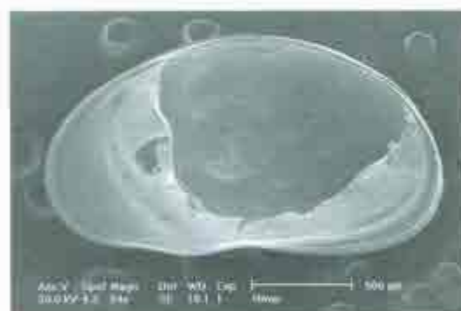


Figura 6. Distribución geográfica de las familias Candonidae y Darwinulidae.



Fotografías 31 y 32. Vista interna de la valva izquierda de *Ilyocypris inermis* (izquierda) y vista interna de la valva derecha de *Eucypris virens* (derecha).

las diferencias a nivel de estructura interna de sus valvas. *I. inermis* (foto 31), es una especie morfológicamente algo más diferente a las dos anteriores y que también presenta unas diferencias ecológicas particulares, a pesar de ser todavía poco conocidas. La subfamilia Ilyocypridinae es la más representativa de las aguas del Cabriel (figura 7).

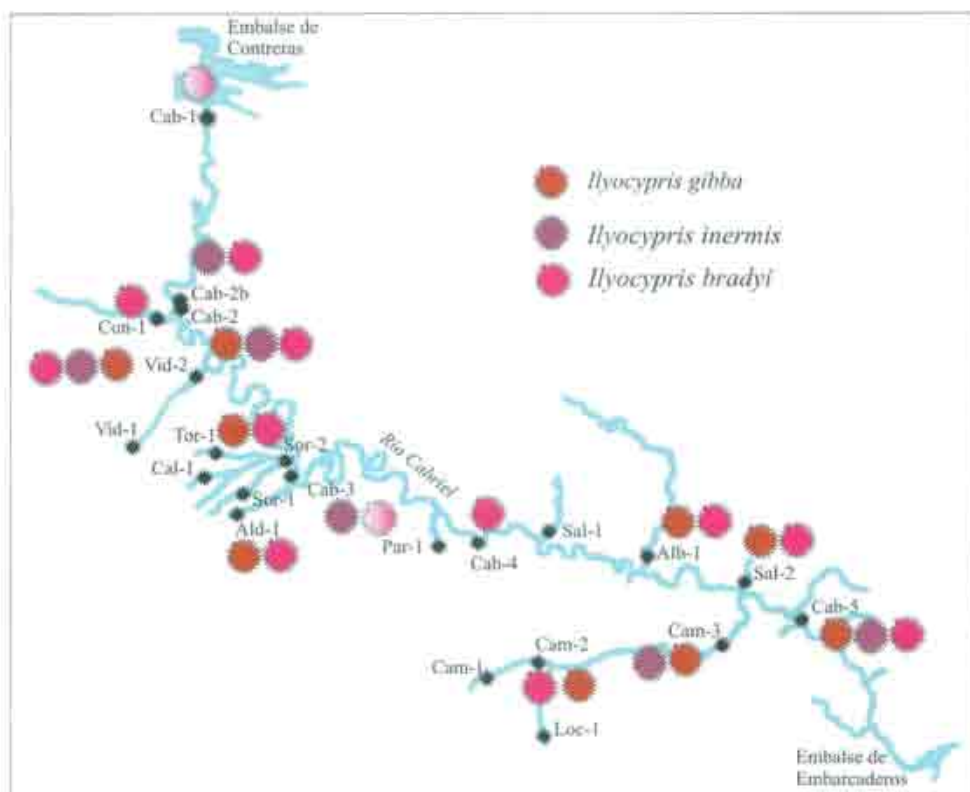


Figura 7. Distribución geográfica de la subfamilia Ilyocypridinae.

4.5.6. Cyprididae

Eucypris virens (foto 32) es una especie considerada típica de aguas temporales y de amplia distribución mundial (Baltanás y cols., 1996) que habita charcas estacionales, pudiendo presentarse en altas densidades y que en nuestras latitudes suele aparecer en los meses invernales. Sólo se ha encontrado un individuo de esta especie durante las campañas de muestreo (figura 8).

Del género *Herpetocypris* se han encontrado 2 especies (fotos 33 y 34). Este género es problemático, ya que las especies son muy difíciles de diferenciar morfológicamente (González-Mozo y cols., 1996), muchas veces es necesario realizar preparaciones para el microscopio óptico, y si se encuentran individuos juveniles no se puede identificar la especie como nos ha ocurrido más de una vez en este estudio. De *H. helenae* (foto 34) sólo hemos podido encontrar juveniles en el último estadio (figura 9), lo que ha hecho más difícil su identificación.

Las especies del género *Heterocypris* también se consideran habituales habitantes de ambientes temporales. *H. salina* (foto 36) sólo se encontró en



Figura 8. Distribución geográfica de la subfamilia Eucypridinae.



Fotografías 33 y 34. Vista interna de la valva izquierda de *Herpetocypris brevicaudata* (izquierda) y vista interna de la valva derecha de un juvenil en el último estadio de *Herpetocypris helenae* (derecha).

dos estaciones (figura 10). Como su nombre indica, esta especie puede resistir elevadas salinidades, pero también tolera aguas dulces con facilidad. *H. incongruens* (foto 35), tiene una distribución prácticamente cosmopolita y es una de las especies más comunes de la Península Ibérica (Baltanás y cols, 1996).

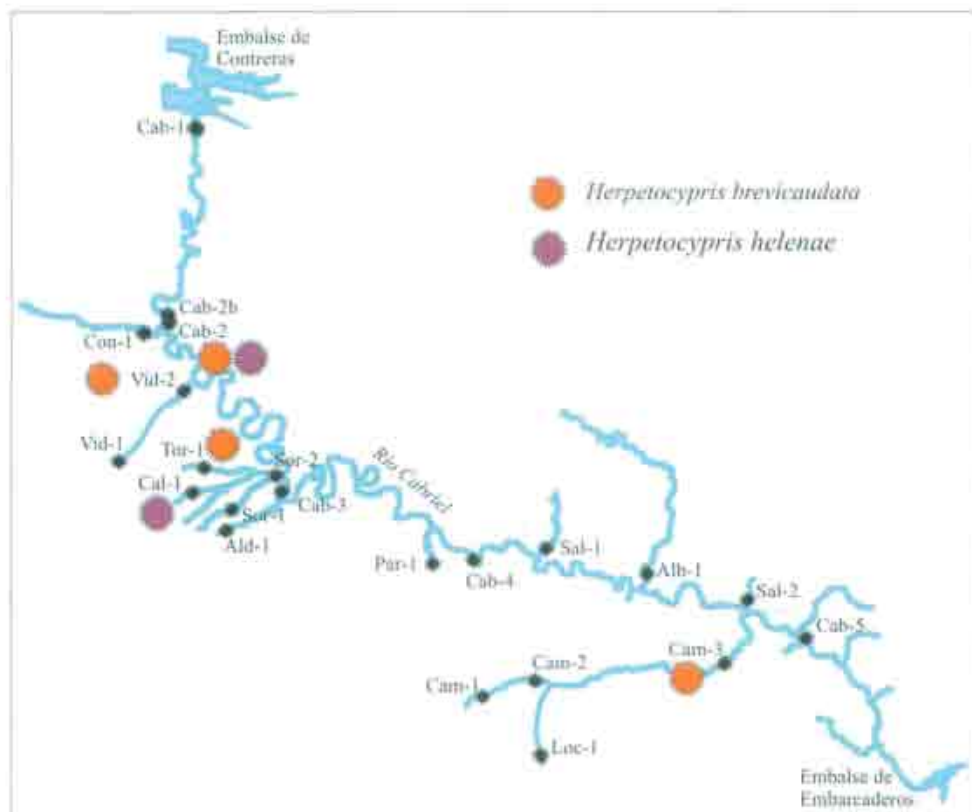


Figura 9. Distribución geográfica de la subfamilia Herpetocypridae.



Fotografías 35 y 36. Vista interna de la valva derecha de *Heterocypris incongruens* (izquierda) donde se aprecian las pústulas típicas de este género y vista del caparazón desde la valva derecha de *Heterocypris salina* (derecha), aquí también pueden apreciarse las pústulas.

De las especies de la subfamilia Cypridopsinae encontradas en el presente estudio *Cypridopsis vidua* (foto 37) es relativamente común en las aguas lólicas del área muestreada y sus inmediaciones (Mezquita y cols., 1999). *Cypridopsis vidua*, además, es una especie prácticamente cosmopolita (figura 11).

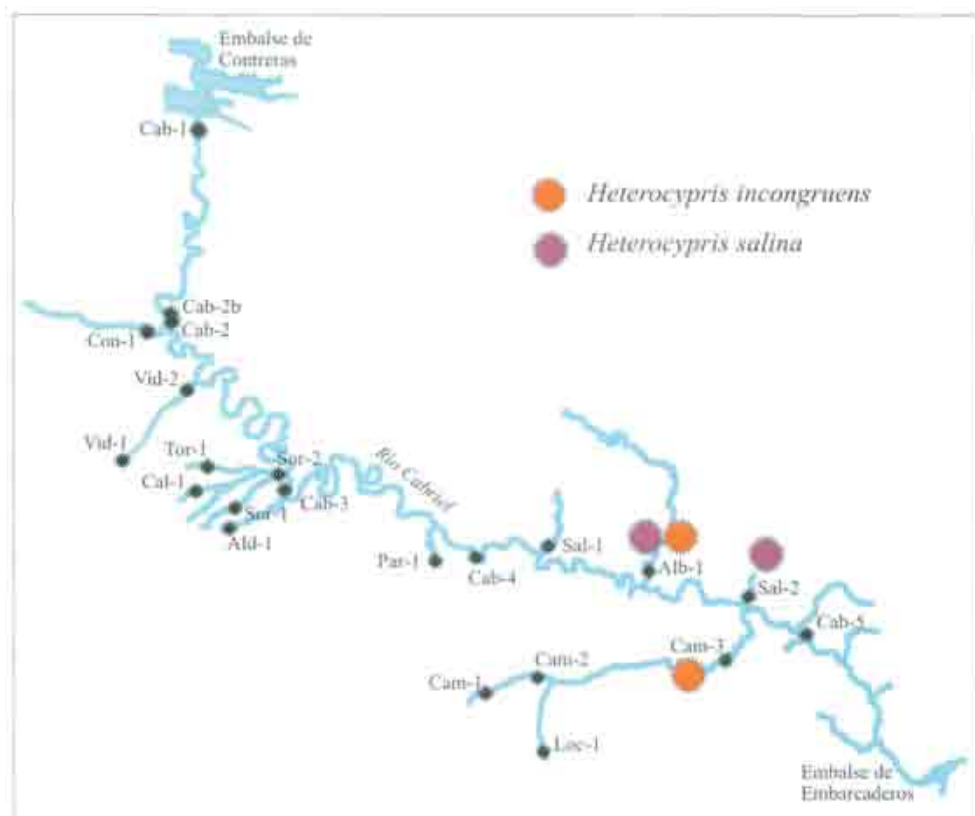


Figura 10. Distribución geográfica de la subfamilia Cyprinotinae.



Fotografías 37 y 38. Vista externa de la valva derecha de *Cypridopsis vidua* (izquierda) y vista interna de la valva derecha de *Sarscypridopsis lanzarotensis* (derecha).

La única especie encontrada del género *Sarscypridopsis*, *Sarscypridopsis lanzarotensis* (foto 38) es una especie típica de las aguas valencianas y canarias, pero no es muy frecuente fuera de estas zonas.

Del género *Potamocypris* sólo se ha encontrado una especie en este

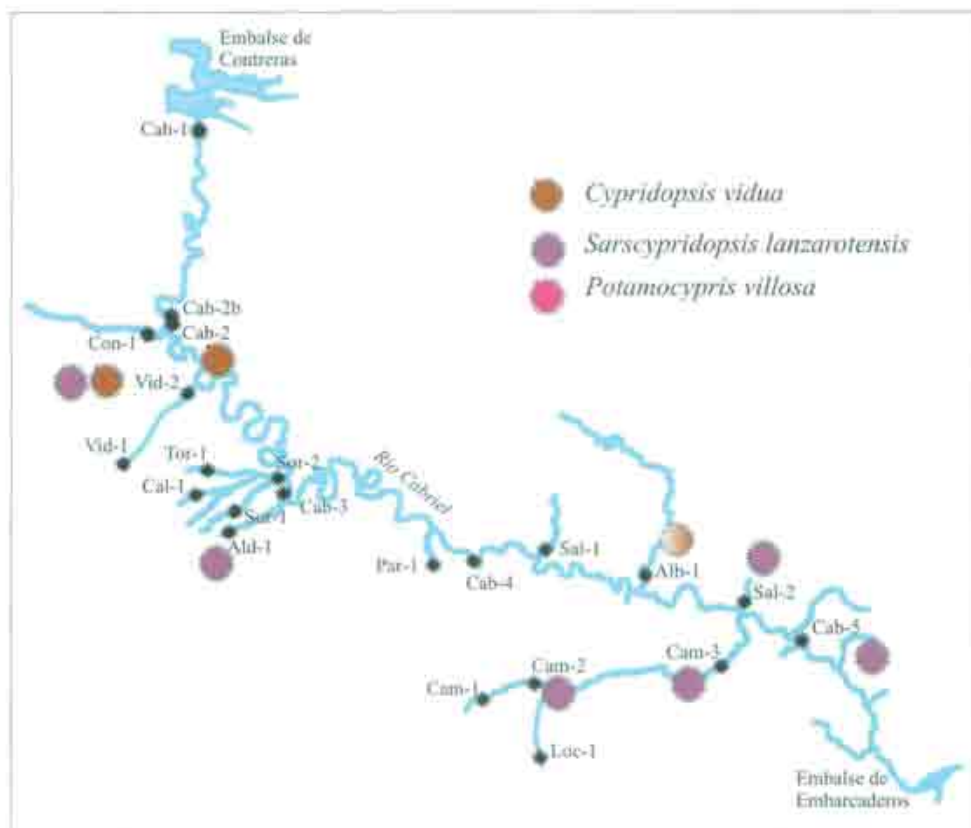


Figura 11. Distribución geográfica de la subfamilia Cypridopsinae.



Fotografías 39 y 40. Vista interna de la valva derecha e izquierda de *Potamocypris villosa* (izquierda y derecha respectivamente).

estudio; *Potamocypris villosa*. Esta especie es típica de fuentes aunque también puede encontrarse en sistemas lóticos, como es este el caso (fotos 39 y 40).

4.6. MACROINVERTEBRADOS

La riqueza faunística recolectada en la cuenca del río Cabriel está representada por numerosos invertebrados. La identificación de los mismos se realizó hasta el nivel taxonómico de especie siempre que fue posible. Se contabilizaron 138 taxones distribuidos en 6 filos, 27 órdenes y 69 familias.

A continuación hemos desarrollado el listado faunístico de las identificaciones realizadas en el presente estudio. Se han diferenciado tipográficamente los grandes grupos taxonómicos (FILO, ORDEN, **Familia**, *Género y especie*).

Phylum CNIDARIA

Orden HYDROIDA

Familia **Hydriidae**

Hydra vulgaris (Pallas, 1766)

Phylum PLATHYHELMINTHA

Orden TRICLADIDA

Familia **Dugesiidae**

Dugesia sp.

Dugesia (Dugesia) gonocephala gr.

Phylum NEMATODA

Orden GORDIOIDEA

Familia **Gordiidae**

Gordius sp.

Phylum ANNELIDA

Orden HAPLOTAXOIDA

Familia **Haplotaxidae**

Haplotaxis gordioides (Hartmann, 1821)

Orden TUBIFICIDA

Familia **Naididae**

Chaetogaster limnaei (Von Baer, 1828)

Familia **Tubificidae**

Orden LUMBRICIDA

Familia **Lumbricidae**

Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826)

Orden RHYNCHOBDELLAE

Familia **Glossiphoniidae**

Helobdella stagnalis (Linnaeus, 1758)

Phylum MOLLUSCA

Orden MESOGASTROPODA

Familia **Neritidae**

Theodoxus sp.

Familia **Hydrobiidae**

Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843)

Familia **Melanopsidae**

Melanopsis tricarinata (Bruguère, 1789)

Orden BASOMMATOPHORA

Familia **Lymnaeidae**

Radix balthica (Linnaeus, 1758)

Galba truncatula (Müller, 1774)

Familia **Physidae**

Physella (Costatella) acuta (Draparnaud, 1805)

Familia **Planorbidae**

Ferrissia (Penttancylus) clessiniana (Jickeli, 1882)

Gyraulus laevis (Linnaeus, 1758)

Familia **Ancylidae**

Ancylus fluviatilis (Müller, 1774)

Orden VENEROIDA

Familia **Sphaeridae** (= Pisidiidae)

Pisidium sp.

Phylum ARTHROPODA

Orden ACARIFORMES

Orden CLADOCERA

Familia **Chydoridae**

Orden PODOCOPIDA

Orden CYCLOPOIDA

Familia **Cyclopidae**

Orden HARPACTICOIDA

Orden DECAPODA

Familia **Atyidae**

Atyaephyra desmarestii (Millet, 1831)

Familia **Cambaridae**

Procambarus (Scapulicambarus) clarkii (Girard, 1852)

Orden AMPHIPODA

Familia **Gammaridae**

Echinogammarus sp.

Echinogammarus berilloni gr.

Orden ISOPODA

Familia **Asellidae**

Proasellus sp.

Orden PODUROMORPHA

Familia **Poduridae**

- Podura aquatica* (Linnaeus, 1758)
- Orden ENTOMOBRYOMORPHA
- Orden EPHEMEROPTERA
- Familia **Baetidae**
- Baetis* spp.
- Baetis rhodani* (Pictet, 1843)
- Centroptilum luteolum* (Müller, 1776)
- Cloeon dipterum* gr.
- Cloeon simile* gr.
- Pseudocentroptilum pennulatum* (Eaton, 1870)
- Familia **Caenidae**
- Caenis luctuosa* (Burmeister, 1839)
- Caenis macrura* (Stephens, 1835)
- Familia **Heptageniidae**
- Ecdyonurus* sp.
- Ecdyonurus aurantiacus* (Burmeister, 1839)
- Familia **Leptophlebiae**
- Habroleptoides modesta* (Hagen, 1864)
- Paraleptophlebia submarginata* (Stephens, 1835)
- Familia **Potamanthidae**
- Potamanthus luteus* (Linnaeus, 1767)
- Familia **Prosopistomatidae**
- Prosopistoma pennigerum* (Muller, 1785)
- Orden PLECOPTERA
- Familia **Nemouridae**
- Nemoura* sp.
- Nemoura cinerea* (Retzius, 1783)
- Nemoura linguata* (Navás, 1918)
- Familia **Capniidae**
- Capnia vidua* Klapálek, 1904
- Capnioneura mitis* (Despax, 1932)
- Familia **Leuctridae**
- Leuctra* sp.
- Leuctra aurita* (Navás, 1919)
- Orden ODONATA
- Familia **Calopterygidae**
- Calopteryx* sp.
- Calopteryx haemorrhoidalis* (Van der Linden, 1825)
- Calopteryx xanthostoma* (Charpentier, 1825)
- Familia **Platycnemididae**
- Platycnemis latipes* (Rambur, 1842)

Familia **Coenagrionidae**

Coenagrion mercuriale (Charp., 1840)

Familia **Aeschnidae**

Anax imperator (Leach, 1815)

Boyeria irene (Fonscolombe, 1838)

Familia **Gomphidae**

Onychogomphus forcipatus (Linnaeus, 1758)

Onychogomphus uncatus (Charp, 1840)

Familia **Libellulidae**

Libellula sp.

Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)

Orden HETEROPTERA

Familia **Notonectidae**

Notonecta maculata (Fabricius, 1794)

Familia **Corixidae**

Corixa panzeri (Fieber, 1848)

Parasigara sp.

Parasigara cf. *perdubia* (Rey, 1894)

Sigara (Retrocorixa) semistriata (Fieber, 1848)

Sigara (Vermicorixa) lateralis (Leach, 1817)

Micronecta (Dichaetonecta) scholtzi (Fieber, 1860)

Familia **Hydrometridae**

Hydrometra stagnorum (Linnaeus, 1758)

Familia **Veliidae**

Microvelia pygmaea (Dufour, 1833)

Familia **Gerridae**

Aquarius cinereus (Puton, 1869)

Aquarius najas (De Geer, 1773)

Orden COLEOPTERA

Familia **Gyrinidae**

Gyrinus (Gyrinus) dejeani (Brullé, 1832)

Gyrinus (Gyrinus) urinator (Illiger, 1807)

Familia **Haliplidae**

Haliphus (Neohaliphus) lineatocollis (Marsham, 1802)

Familia **Dytiscidae**

Hydroglyphus sp.

Laccophilus sp.

Laccophilus hialinus (De Geer, 1774)

Agabus sp.

Meladema coriacea (Castelnau, 1834)

Familia **Hydrophilidae**

- Anacaena bipustulata* (Marsham, 1802)
- Familia **Dryopidae**
Dryops sp.
- Familia **Elmidae**
Elmis sp.
Esolus sp.
Limnius sp.
Normandia sp.
- Familia **Curculionidae**
- Orden TRICHOPTERA
- Familia **Philopotamidae**
Chimarra marginata (Linnaeus, 1767)
- Familia **Hydropsychidae**
Hydropsyche sp.
Cheumatopsyche lepida (Pictet, 1834)
- Familia **Hydroptilidae**
Hydroptila sp.
Agraylea sp.
Oxyethira sp.
Orthotrichia costalis (Curtis, 1834)
- Familia **Limnephilidae**
- Familia **Leptoceridae**
Mystacides azurea (Linnaeus, 1761)
- Orden DIPTERA
- Familia **Psychodidae**
Berdeniella sp.
Tonnoiriella pulchra (Eaton, 1893)
- Familia **Dixidae**
Dixa sp.
Dixella sp.
- Familia **Culicidae**
Anopheles (Anopheles) claviger (Meigen, 1804)
Anopheles (Anopheles) petragrani (Del Vecchio, 1939)
Culiseta (Allotheobaldia) longiareolata (Macquart, 1838)
Culex (Culex) pipiens (Linnaeus, 1758)
Culex (Maillotia) hortensis (Ficalbi, 1889)
- Familia **Simuliidae**
Simulium sp.
Simulium (Eusimulium) velutinum (Santos Abreu, 1922)
Simulium (Simulium) reptans (Linnaeus, 1758)
Simulium (Wilhelmia) pseudequinum (Séguy, 1921)

- Simulium (Wilhelmia) sergenti* (Edwards, 1923)
Familia **Ceratopogonidae**
Dasyhelea sp.
Culicoides sp.
Familia **Chironomidae**
Subfamilia Tanypodinae
Subfamilia Orthoclaadiinae
Subfamilia Chironominae
Chironomus sp.
Rheotanytarsus sp.
Subfamilia Corynoneurinae
Corynoneura sp.
Familia **Tipulidae**
Tipula sp.
Tipula (Yamatotipula) sp.
Familia **Limoniidae**
Subfamilia Eriopterinae
Rhypholophus sp.
Familia **Stratiomyidae**
Oxycera trilineata (Linnaeus, 1767)
Oxycera morrisii (Curtis, 1833)
Familia **Empididae**
Subfamilia Clinocerinae
Familia **Ephydriidae**
Ephydra sp.
Setacera sp.
Familia **Sciomyzidae**
Familia **Tabanidae**
Tabanus sp.
Familia **Athericidae**
Atrichops crassipes (Meigen, 1820)

En conjunto, la riqueza faunística de la cuenca estudiada no es muy elevada, obteniéndose una media de 24 taxones por estación (figura 12), excluyéndose Cal-1, Sor-1, Sor-2, Par-1, Sal-1 y Loc-1 por encontrarse sin agua durante la realización de los muestreos. Los valores máximos se obtuvieron en el punto Tor-1 con una captura de 41 taxón. Cab-2b registra el valor más bajo debido al hecho de ser un manantial muy reducido en tamaño y poseer un canal de drenaje, al río Cabriel, muy corto lo que no permite el establecimiento de los macroinvertebrados por escasez de hábitats. Con-1, Vid-1, Vid-2, Ald-1 y Sal-2 tienen un carácter muy temporal. Alb-1, Cam-1,

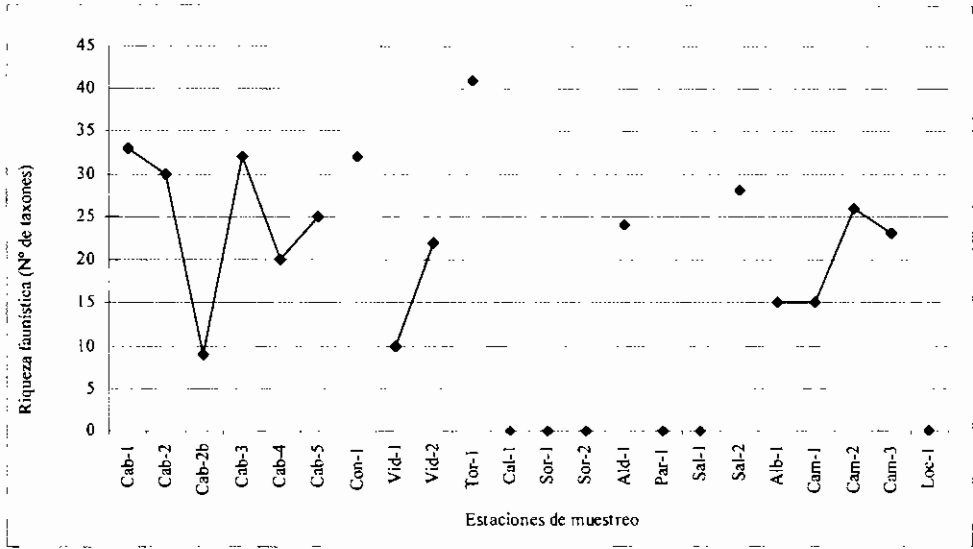


Figura 12. Riqueza faunística de la cuenca estudiada. Los puntos en rojo representan las estaciones de muestreo secas.

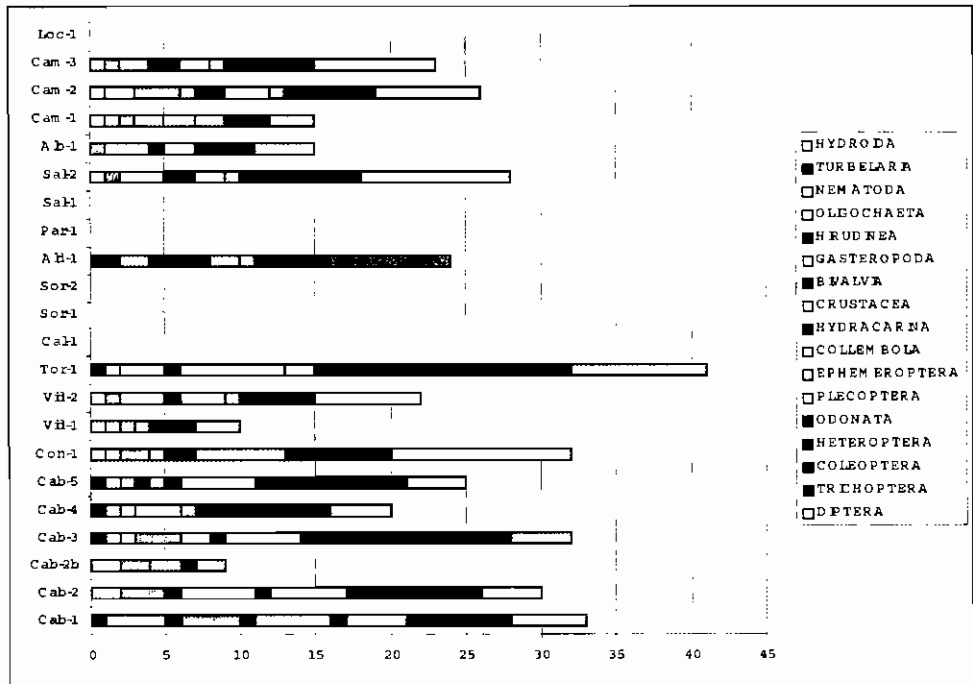


Figura 13. Representación gráfica de la participación de los grandes grupos taxonómicos recolectados en la cuenca del río Cabriel que corresponde a la provincia de Albacete.

Cam-2 y Cam-3 poseen cauces muy homogéneos debido a la presión de los cultivos lindantes y una elevada salinidad, lo que limita bastante su colonización por parte de los invertebrados acuáticos. Las estaciones del río Cabriel presentan una riqueza poco elevada debido a los cambios bruscos del nivel de las aguas, ocasionados por el embalse de Contreras, lo que impide la asociación entre el ciclo del agua y el ciclo de los invertebrados acuáticos. Este hecho ya lo contemplaron Martínez y Pujante (1997) en sus conclusiones sobre el mismo tramo de río.

El grado de participación de cada grupo faunístico queda reflejado en la figura 13 mediante un diagrama de barras de colores. En ésta podemos observar que los dípteros y los crustáceos aparecen en todos los puntos de muestreo (salvo en los secos, claro está). Los tricópteros lo hacen en 15 de las 16 estaciones con agua, los oligoquetos, efemerópteros y coleópteros en 14, los odonatos en 13, los gasterópodos en 12, los heterópteros e hidrácara en 9, los plecópteros en 8, los nematodos, colémbolos y turbelarios en 6, los bivalvos en 4, las hidras en 2 y las sanguijuelas en 1.

4.7. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

A continuación se aporta un listado de los invertebrados acuáticos capturados y su correspondiente localización (tabla 7), así como, los diferentes mapas de distribución geográfica de los taxones más peculiares y representativos.

4.7.1. Nematoda y Gordiacea

Los primeros son individuos de tamaño reducido (inferior a 200 mm), normalmente no alcanzan el tamaño de poro empleado en el muestreo y los segundos pueden llegar a varias decenas de centímetros en su fase adulta. Recolectar ejemplares de estos grupos (foto 41) aporta datos interesantes sobre la estructura trófica de la comunidad de invertebrados (figura 14) ya que estos suelen asociarse al parasitismo y/o depredación de los organismos acuáticos, especialmente artrópodos.

Haplotaxis gordioides (foto 42) es poco frecuente y, como bien dice su nombre específico, puede confundirse con los adultos del género *Gordius*. Sin embargo posee una segmentación con sedas que evitan dicha confusión.

4.7.2. *Prosopistoma pennigerum* y Plecoptera

Los individuos de *Prosopistoma pennigerum* (foto 43) pertenecen al orden Ephemeroptera (efímeras) y se caracterizan por estar presentes en los grandes cursos de agua (Tachet, 2000). Su morfología es distinta de las demás de su grupo ya que posee una forma aplastada y un caparazón que

Tabla 7. Presencia y ausencia de los invertebrados acuáticos de la cuenca del río Cabriel en la provincia de Albacete (en rojo: los puntos sin agua).

Taxón	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
<i>Hydra</i> sp.														1									1
<i>Dugesia</i> sp.					1	1				1													
<i>Dugesia gomocephala</i>	1			1										1									
NEMATODA				1					1													1	1
<i>Gordius</i> sp.						1	1																
<i>Haplotaxis gordioides</i>		1																					
Naididae	1	1	1					1	1	1				1				1			1	1	
<i>Chaetogaster limnaei</i>	1																						
Tubificidae	1	1	1		1						1			1								1	1
<i>Eiseniella tetraedra</i>	1																						
<i>Helobdella stagnalis</i>	1																						
<i>Theodoxus</i> sp.		1	1																				
Horaiini														1									
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1	1		1		1															1	1	
<i>Melanopsis tricarinata</i>		1	1	1																			
<i>Ancylus fluviatilis</i>				1																		1	
<i>Gyraulus laevis</i>														1									
<i>Ferrissia clessiniana</i>							1																
<i>Gaiba truncatula</i>	1																						
<i>Radix balthica</i>	1													1									
<i>Physella acuta</i>	1							1	1									1			1	1	
<i>Pisidium</i> sp.	1	1				1								1									
Chydoridae	1									1													
Ostracoda	1	1								1	1			1				1	1	1	1	1	1
Cyclopoida	1	1								1													1
Harpacticoida	1																						
<i>Echinogammarus</i> sp.									1														
<i>Echinogammarus</i> gr. <i>Berilloni</i>	1	1	1	1	1	1	1							1									
<i>Proasellus</i> sp. (intersticial)			1																				
<i>Athyaephyra desmarestii</i>	1		1															1	1				
<i>Procambarus clarkii</i>	1									1	1										1	1	1
HYDRACARINA	1	1		1	1	1			1									1			1	1	
<i>Podura aquatica</i>																						1	
Entomobryomorpha								1		1								1			1	1	
<i>Prosopistoma pennigerum</i>				1	1	1																	
<i>Potamanthus luteus</i>					1																		
<i>Habroleptoides modesta</i>								1		1													
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>										1													
<i>Ecdyonurus</i> sp.		1						1															
<i>Ecdyonurus aurantiacus</i>				1	1	1																	
<i>Caenis lucuosa</i>	1	1		1				1		1	1							1	1	1	1	1	
<i>Caenis macrura</i>				1		1	1																
<i>Baetis</i> sp.	1	1		1	1	1	1			1											1		
<i>Baetis rhodani</i>							1			1													
<i>Cloeon dipterum</i> gr.										1				1									1
<i>Cloeon simile</i> gr.	1	1								1													1
<i>Centroptilum luteolum</i>																		1			1		

<i>Pseudocentroptilum pennulatum</i>	1	1			1	1		1	1
<i>Nemoura</i> sp.								1	
<i>Nemoura cinerea</i>					1				1
<i>Nemoura linguata</i>						1			1
<i>Leuctra</i> sp.			1						
<i>Leuctra aurita</i>						1			
<i>Capnia vidua</i>								1	1
<i>Capnioneura mitis</i>					1				
<i>Calopteryx</i> sp.			1	1			1		
<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i>	1	1			1	1		1	1
<i>Calopteryx xanthostoma</i>			1			1			
<i>Platycnemis latipes</i>			1		1				
Coenagrionidae									1
<i>Coenagrion mercuriale</i>								1	
<i>Boyeria irene</i>					1				
<i>Anax imperator</i>								1	
Libellulidae								1	
<i>Libellula</i> sp.									1
<i>Orthetrum coerulescens</i>			1				1		
<i>Onychogomphus uncatus</i>				1	1				
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	1	1	1	1					
<i>Gomphus simillimus</i>			1	1					
<i>Notonecta maculata</i>								1	
<i>Corixa panzeri</i>	1								
<i>Micronecta scholtzi</i>								1	1
<i>Sigara lateralis</i>						1			
<i>Sigara semistriata</i>								1	
<i>Parasigara</i> sp.	1								
<i>Parasigara perdubia</i>								1	
<i>Hydrometra stagnorum</i>								1	
<i>Microvelia pygmaea</i>								1	
<i>Aquarius cinereus</i>	1	1	1	1					
<i>Aquarius najas</i>								1	
Gyrinidae									1
<i>Gyrinus urinator</i>									1
<i>Gyrinus urinator variabilis</i>									1
<i>Gyrinus dejeani</i>									1
<i>Haliphus</i> sp.	1								
<i>Hydroglyphus</i> sp.	1								
<i>Laccophilus</i> sp.									1
<i>Laccophilus hyalinus</i>								1	
<i>Agabus</i> sp.								1	1
<i>Meladema coriaceum</i>								1	1
<i>Anacaena bipustulatus</i>								1	
<i>Dryops</i> sp.								1	
Elmidae	1	1							
<i>Elmis</i> sp.	1								1
<i>Esolus</i> sp.			1						
<i>Limnius</i> sp.	1	1	1	1					1
<i>Normandia</i> sp.			1	1	1				

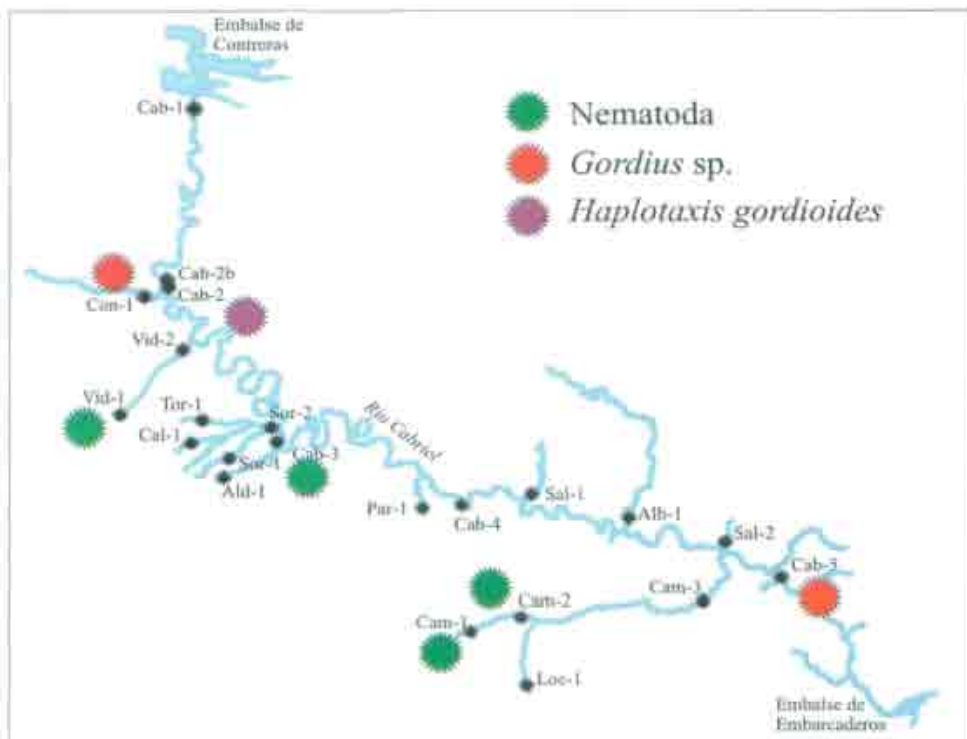


Figura 14. Distribución geográfica de Nematoda, *Gordius* sp. y de *Haplotaxis gordioides*.



Fotografías 41 y 42. *Gordius* sp. y *Haplotaxis gordioides* respectivamente.

recubre el tórax y parte del abdomen. Son muy buenos indicadores de la calidad del agua al igual que los plecópteros. Estos últimos (foto 44) son muy sensibles a cualquier variación de su hábitat y también a los cambios bruscos del caudal del agua. Ésta podría ser la causa de su escasa representación en el cauce del Cabriel (Cab-4, figura 15) a pesar de que está bien representado en los arroyos secundarios próximos a éste.

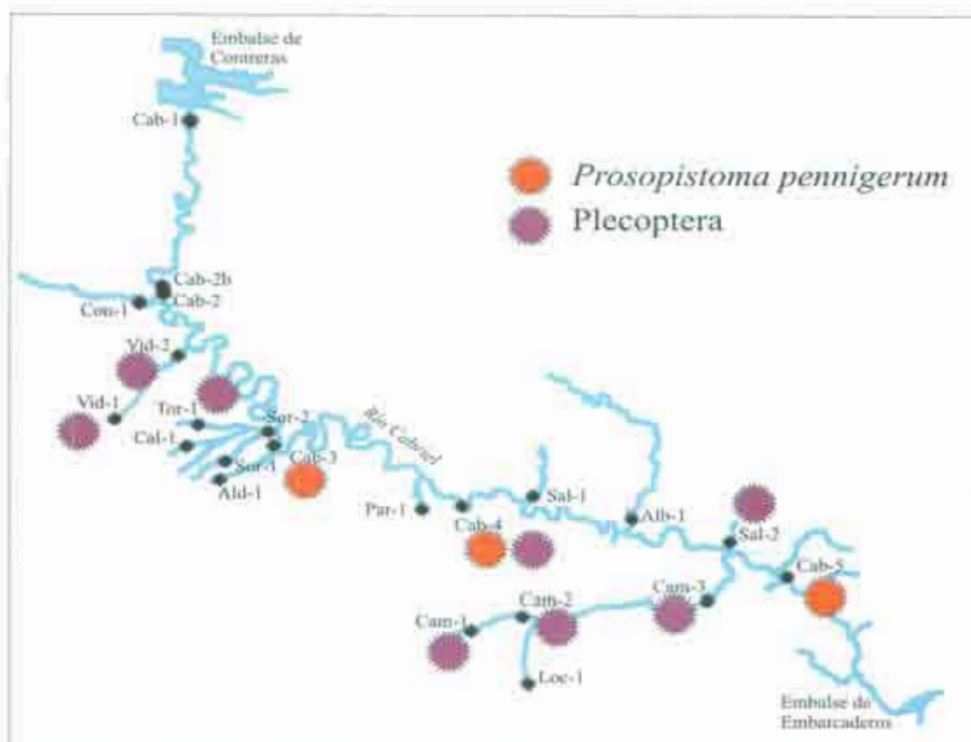


Figura 15. Distribución geográfica de *Prosopistoma pennigerum* y del grupo Plecoptera.



Fotografías 43 y 44. *Prosopistoma pennigerum* y una vista ventral de *Nemoura cinerea* (Plecoptera) respectivamente.

4.7.3. Stratiomyidae y Athericidae

La familia Stratiomyidae posee unas 117 especies de las que 2/3 partes son acuáticas, repartidas en 5 subfamilias (Rivosecchi, 1984). Las especies señaladas en la península ibérica son aún poco conocidas (Haenni, 1990) y esporádicamente descritas (Leclerq, 1966; Rozkošný y Baez, 1986).



Figura 16. Distribución geográfica de *Oxycera* sp. y de *Atrichops crassipes*.



Fotografías 45 y 46. *Oxycera morrisi* y *Atrichops crassipes* respectivamente.

Las especies del género *Oxycera* (foto 45), encontradas durante nuestro estudio (figura 16), nos indican unas aguas de buena calidad (Rueda y López, 2003), con presencia de carbonatos y se encuentran asociados a briofitos. *Atrichops crassipes* (foto 46) es otro representante de los pocos dipteros sensibles a la contaminación, son escasos y se caracterizan por poseer unos filamentos largos en la parte terminal del abdomen.

Tabla 8. Resultados del índice biológico IBMWP, su clase correspondiente, el IASPT y las familias que participan en la valoración del IBMWP. Los colores corresponden a las diferentes calidades (tabla 4).

Estaciones	Cab-1	Cab-2	Cab-3	Cab-4	Cab-5	Con-1	Vid-1	Vid-2	Tor-1	Ald-1	Sal-2	Alb-1	Cam-1	Cam-2	Cam-3
IBMWP	75	99	131	89	105	102	52	80	117	83	110	51	64	95	83
Clase	II	I-II	I	II	I-II	I-II	III	II	I	II	I	III	II-III	I-II	II
Familias	20	21	25	16	19	21	10	18	25	20	24	12	14	22	19
IASPT	3.75	4.71	5.24	5.56	5.53	4.86	5.2	4.44	4.68	4.15	4.58	4.25	4.57	4.32	4.37

4.8. ÍNDICE BIOLÓGICO IBMWP

Según lo expuesto en el apartado de la metodología, se aplica el cálculo del índice biológico IBMWP, cuyos resultados se exponen en la tabla 8. El IASPT (antes ASPT') se obtiene dividiendo el IBMWP por los taxones implicados en su valoración. La ventaja de utilizar el IASPT está en su independencia del esfuerzo de muestreo, de la estacionalidad y de la eficacia en la identificación (Chesters, 1980). Se obtiene de dividir el IBMWP por el número de taxones que contribuyen a obtenerlo.

Los valores obtenidos oscilan entre 51 en Alb-1 y 131 en Cab-3. Por orden de puntuación ascendente tenemos a Alb-1 y Vid-1, que obtienen 51 y 52, lo que corresponde a unas aguas de clase III, es decir, una calidad *dudosa* o *aguas contaminadas*. Cam-1, Cab-1, Vid-2, Cam-3, Ald-1, Cab-4, Cam-2 y Cab-2, de clase II y con una calidad del agua *aceptable* o *evidencia de algunos efectos de contaminación*. Con-1, Cab-5, Sal-2, Tor-1 y Cab-3 son de clase I y destacan por una calidad del agua *bueno* o *aguas no contaminadas*. Cabe señalar que los límites de calidad no son estrictos y por ello se establece un margen de 5 puntos por arriba y abajo como transitorios y se representarán como tales.

En el apartado de los grupos faunísticos se hacían los correspondientes análisis sobre la temporalidad de algunos puntos de muestreo y/o su peculiaridad con respecto a la geología del terreno. Dichos análisis quedan reforzados con la aplicación de los índices biológicos IBMWP e IASPT. En relación con el río Cabriel se observa un aumento paulatino del valor del IASPT en el sentido de la corriente, lo que nos confirmaría la influencia del embalse de Contreras sobre dicho cauce. A continuación queda representado el mapa de calidad de la cuenca del río Cabriel con los colores que corresponden a cada uno de los niveles (figura 17).

4.9. ÍNDICE BIOLÓGICO QBR

El cálculo del índice QBR se obtuvo exclusivamente en las estaciones que han soportado agua durante los muestreos, de ahí que no aparezcan los cauces



Figura 17. Representación gráfica de la calidad de las aguas de la cuenca del río Cabriel durante el periodo de septiembre de 2003 a agosto de 2004. Las estaciones sin agua se representan sin color, aplicación del IBMWP.

Tabla 9. Representación de los resultados del índice biológico de ribera (QBR). **Tip.** Geo=Tipo geomorfológico, **B 1**=Grado de cubierta de la zona de ribera, **B 2**=Estructura de la cubierta, **B 3**=Calidad de la cubierta, **B 4**=Grado de naturalidad del canal fluvial. (corresponde a las fichas de MUNNÉ *et al.*, 1998).

Orden	Estación	B 1	B 2	Tip. geo.	B 3	B 4	Total	QBR
1	Cab-1	15	25	2	20	25	85	II
2	Cab-2	10	15	2	0	15	40	IV
4	Cab-3	25	20	2	20	15	80	II
5	Cab-4	0	5	3	5	15	25	V
6	Cab-5	0	15	3	0	0	15	V
7	Con-1	25	25	3	25	25	100	I
8	Vid-1	10	10	2	5	25	50	IV
9	Vid-2	10	15	3	10	25	60	III
10	Tor-1	0	10	2	5	25	40	IV
14	Ald-1	0	0	1	0	5	5	V
18	Alb-1	5	10	2	5	15	35	IV
17	Sal-2	25	25	3	20	15	85	II
19	Cam-1	0	0	3	0	0	0	V
20	Cam-2	0	5	3	5	10	20	V
21	Cam-3	15	15	1	25	15	70	III



Figura 18. Representación gráfica de la calidad de los bosques de ribera de la cuenca del río Cabriel durante el periodo de septiembre de 2003 a agosto de 2004. Las estaciones sin agua se representan sin color, aplicación del QBR.

secos en la tabla 9 y que en la figura 18 se representen sin color. Se aprecian diferentes resultados ligados básicamente al impacto antrópico. La estación mejor valorada fue Con-1, seguida de Cab-1 y Sal-2 y las peores lo fueron Cam-1 y Ald-1, con 0 y 5 respectivamente (tabla 9). En la figura 18 se pueden apreciar las diferentes calidades gracias a la aplicación de los colores en el mapa de la zona estudiada. La estación Cam-1 se considera como “bosque de ribera sin alteración” y de color azul en el mapa de calidad del índice QBR. Las estaciones Cab-1, Cab-3 y Sal-2 se categorizan como “bosque ligeramente perturbado”, de color verde en el mapa. Los puntos Vid-2 y Cam-3 están en amarillo, lo que indica una categoría de bosque de ribera con “inicio de alteración importante”. Las estaciones Cab-2, Vid-1, Tor-1 y Alb-1, representadas en color naranja, reciben una “alteración fuerte”, lo que corresponde a una mala calidad de su bosque de ribera. Las demás estaciones, es decir, Cab-4, Cab-5, Ald-1, Cam-1 y Cam-2, representadas en rojo, nos indican una “degradación extrema” debido a una calidad pésima de su bosque de ribera.

Las diferentes valoraciones del QBR se deben a las características particulares de cada punto de muestreo y se enfocan hacia el grado de

alteración de los bosques de ribera de dichos puntos. En numerosas estaciones se observa una conversión del bosque de ribera en un simple margen apto para cultivar (Cab-2, Cab-4, Cab-5, Cam-1 y Cam-2). Dichos cultivos son a veces ocupados por una única especie de árbol muy común (*Populus nigra*, foto 47). En otros casos se convierte el bosque de ribera en zona de ocio con *Platanus hispanica* y *Morus alba* (foto 48) junto con la anterior ya citada, todas ellas alóctonas. Entre las especies autóctonas encontramos el *Pinus halepensis* (foto 49) y el *Tamarix* sp. (foto 50). La primera forma grandes masas boscosas como en Cab-1 y la segunda es a menudo muy escasa y aislada como en Cab-5.



Fotografías 47 y 48. Detalle de *Populus nigra* (izquierda) y una ribera reestructurada con *Platanus hispanica* y *Morus alba* (derecha).



Fotografías 49 y 50. Detalle de *Pinus halepensis* (izquierda) y un ejemplar aislado de *Tamarix* sp. (derecha).

Con el uso del índice de calidad biológica de ribera (QBR), se pone de manifiesto las diferentes alteraciones, a las que por otra parte estamos acostumbrados, que se han producido sobre las riberas de nuestros ríos y que suponen un alejamiento de su verdadero estado natural. Dicho impacto actuará sobre el estado del río pero no necesariamente sobre la calidad de las aguas

de éste. Por lo tanto no siempre deberá existir una relación directa con otros índices biológicos, como el IBMWP, el cual, a pesar de encontrarnos con puntos con serias alteraciones de sus riberas, obtenemos valores altos.

En otros casos las transformaciones efectuadas directamente sobre la ribera infligirán un daño irreversible a la fauna acuática, diezmando, como en el caso de Cam-1 y Cam-2, o eliminando totalmente cualquier resquicio de vida, sea invertebrada o vertebrada. La cadena trófica existente en el propio río actuará consecuentemente al estado en el que se encuentra dicha cadena. Cuando se eliminan los diferentes hábitats del bosque de ribera, los invertebrados acuáticos serán los primeros en verse afectados, tras ellos están los peces, las aves y los mamíferos acuáticos, sin olvidar que el hombre también está íntimamente involucrado en el ecosistema.

5. CONCLUSIONES

Se han encontrado un total de 17 especies de ostrácodos, una riqueza bastante aceptable para la cuenca de un sólo tramo de un río como el Cabriel. Destaca entre éstas la alta frecuencia de especies de distribución Holártica (*I. bradyi*, *H. brevicaudata*), Paleártica (*I. inermes*) y particularmente circummediterránea (*P. messanai*, *S. lanzarotensis*).

Se contabilizaron 138 taxones de macroinvertebrados distribuidos en 6 filos, 27 ordenes y 69 familias con especies tan singulares como; *Gordius* sp., *Haplotaxis gordioides*, *Prosopistoma pennigerum*, *Coenagrion mercuriale*, *Microvelia pygmaea*, *Anopheles* spp., *Simulium* spp. y *Oxycera trilineata*. Se destaca la práctica ausencia de plecópteros en el río Cabriel a diferencia de sus tributarios.

En conjunto, la riqueza faunística de la cuenca estudiada no es muy elevada, obteniéndose una media de 24 taxones por estación. Los valores máximos se obtuvieron en el punto Tor-1 con una captura de 41 taxones. Las estaciones del río Cabriel presentan una riqueza poco elevada debido a los cambios bruscos del nivel de las aguas, ocasionados por el embalse de Contreras, lo que impide la asociación entre el ciclo natural del agua y el ciclo vital de los invertebrados acuáticos.

Con-1, Cab-5, Sal-2, Tor-1 y Cab-3 son de clase I y destacan por una calidad del agua buena o aguas no contaminadas. Cam-1, Cab-1, Vid-2, Cam-3, Ald-1, Cab-4, Cam-2 y Cab-2, de clase II y con una calidad del agua aceptable o evidencia de algunos efectos de contaminación. Alb-1 y Vid-1, de clase III, es decir, una calidad dudosa o aguas contaminadas debido a sus condiciones geológicas en el primero y a la temporalidad en el segundo.

En numerosas estaciones se observa una conversión del bosque de ribera en un simple margen apto para cultivar (Cab-2, Cab-4, Cab-5, Cam-1 y Cam-2). Dichos cultivos son a veces ocupados por una única especie de árbol muy común (*Populus nigra*). En otros casos se convierte el bosque de ribera en zona de ocio con *Platanus hispanica* y *Morus alba* junto con la anterior ya citada, todas ellas alóctonas. Algunos cauces son utilizados como vertederos, tal es el ejemplo de Loc-1.

6. AGRADECIMIENTOS

Tenemos que agradecer a Agustín López Martínez todas las gestiones concernientes a la obtención de los oportunos permisos de muestreo de los invertebrados acuáticos frente a la Administración de Castilla-La Mancha. Agradecemos también al Instituto de Estudios Albacetenses “Don Juan Manuel” (Diputación de Albacete) la aportación económica que permitió la realización de dicho proyecto. A su vez, agradecemos la colaboración de Yuri Rueda en las labores de recolección y separación de los invertebrados.

7. BIBLIOGRAFÍA

ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ, P., ALVAREZ, M., AVILÉS, J., BONADA, N., CASAS, J., MELLADO, A., ORTEGA, M., PARDO, I., PRAT, N., RIERADEVALL, M^a., ROBLES, S., SÁINZ, C E., SÁNCHEZ, A., SUÁREZ, M^a L., TORO, M., VIDAL, M^a R., VIVAS, S., & ZAMORA, C. (2004). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP^{*}). *Limnetica* 21 (3-4): 175-185.

ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). *Limnética* 4: 51-56.

ALCARAZ, F.J. & SÁNCHEZ, P. (1988). El paisaje vegetal de la provincia de Albacete. *Al-Basit*, 24: 9-44.

ASKEW, R.R. (2004). *The dragonflies of Europe*. Harley Books. 308 pp.

BALTANÁS, A., BEROIZ, B., & LÓPEZ, A. (1996). *Lista faunística y bibliográfica de los ostrácodos no-marinos (Crustacea, Ostracoda) de la Península Ibérica, Islas Baleares e Islas Canarias*. Listas de la flora y fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica, 12. AEL, Madrid. 71 pp.

BARRIENTOS, J.A. (1988). *Bases para un curso práctico de Entomología*. Asociación Española de Entomología. 754 pp.

BASAGUREN, A. & E. ORIVE. (1990). The relationship between water quality and caddisfly assemblage structure in fast-running rivers. The river Cadagua basin. *Environmental Monitoring and Assessment*. 15: 35-48.

CASADO, F. (1984). Aproximación a la hidrología de Albacete. En: Panadero, M. (Dir.): II Seminario de Geografía. Albacete, diciembre 1982. *Actas. Instituto de Estudios Albacetenses, CSIC, Conf. Esp. Est. Locales*: 85-100.

CRAYSON, R.F. & D.A. HAYES. (1968). The British Freshwater Hydras. *Country-side. Journ. British Nat. Assoc., Spring*: 1-8.

CUMMINS K.W. & KLUG M.J. (1979). Feeding ecology of streams invertebrates. *Annual review of ecology an systematics*. 10: 147-172.

CUMMINS K.W. (1974). Estructure and function of streams ecosystems, *Bioscience* 24: 183-206.

CHANDLER, J.R. (1970). A biological approach to water management. *Water Pollution Control*, 69: 415-422.

CHESTERS, R.K. (1980). *Biological Monitoring Working Party*. The 1978 National Testing Exercise. Technical memorandum, 19. Dept of the Envir, Water Data Unit. 37 pp.

DE PAUW, N. & G. VANHOOREN. (1983). Method for biological quality assesment of watercourses en Belgium. *Hydrobiologia* 100: 153-168.

DÉCAMPS, H. (1971). *La vie dans les cours d'eau*. Presses Universitaires de France, Que sais-je? n° 1452. 128 pp.

DELORME, L.D. (1989). Methods in Quaternary Ecology #7. Freshwater Ostracodes. Geoscience Canada. 16 (2): 85-90

ENCINAS-GRANDES, A. (1982). *Taxonomía y biología de los mosquitos del área salmantina (Diptera, Culicidae)*. C.S.I.C. Centro de Edafología y Biología aplicada. Ed. Universidad de Salamanca. 437 pp.

FITZPATRICK, J.F. (1983). *How to know the freshwater crustacea*. The Pictured Key Nature Series. W.C. Brown Company Publishers Dubuque, Iowa. 227 pp.

FRIDAY, L.E. (1988). *A key to the adults of British Water Beetles*. F.S.C. Publication 189. 151 pp.

FURSE, M.T., D. MOSS, J.F. WRIGHT & P. ARMITAGE. (1984). The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrates communities. *Freshwater Biology*, 14: 257-280.

GARCÍA DE JALÓN, D. & M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO. (1986). *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero*. Icona-Monografías. 244 pp.

GEIGER, W. (1994). An ecophysiological approach to the clonal ecology of *Limnocythere inopinata*. En: HORNE & MARTENS (Eds.), *The evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostracoda*. Greenwich University Press: 23-26.

GONZÁLEZ MOZO, M. E., MARTENS, K. & BALTANÁS, A. (1996). A taxonomic revision of European *Herpetocypris* BRADY and NORMAN, 1889 (Crustacea, Ostracoda). *Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Biologie*, 66 : 93-132.

GRIFFITHS, H.I. & BUTLIN, R.K. (1994). *Darwinula stevensoni*: a brief review of the biology of a persistent parthenogen. En: HORNE & MARTENS (Eds.), *The evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostracoda*. Greenwich University Press: 27-36.

GRIFFITHS, H.I. & HOLMES, J.A. (2000). *Non-marine ostracods and Quaternary palaeoenvironments*. QRA Technical Guide, 8. 179 pp.

GRIFFITHS, H.I., AND J.G. EVANS. (1991). Some freshwater ostracods (Crustacea: Ostracoda) from South Wales. *Freshwater Forum* 1: 64-72

HAENNI, J.P. (1990). Note sur la présence en Europe de *Chorisops tunisiae* (Beck.) (Diptera, Stratiomyidae). *Bulletin de la Société neuchâteloise des Sciences naturelles*, tome 113: 285-288.

HAWKES, H.A. (1975). River zonation and classification. In: WHITTON, 1975. *Studies in Ecology*. Vol. 2. *River Ecology*. Blackwell

Scientific Publications. Oxford.

HERNÁNDEZ, R. & J. RUEDA. (2000). Substratos artificiales como complemento al muestreo biológico directo en el río Palancia (Castellón, Valencia, España). *Tecnología del agua*. (201): 22-32.

HERNÁNDEZ, R. (1996). *Utilización de substratos artificiales como método complementario al muestreo tradicional. Estudio comparativo entre los ríos Magro y Palancia*. Tesis de Licenciatura. Universitat de València. 162 pp.

HERNÁNDEZ, R., J. RUEDA, G. TAPIA & F. MARTÍNEZ. (1998). Efectividad de los substratos artificiales para el muestreo de macroinvertebrados. *Ecología*, 12: 151-166.

HYNES, H.B.N. (1972). *The Ecology of the Running Waters*. Liverpool. University Press.

ISO-BMWP. (1979). *Final report: assesment and Presentation of the Biological Quality of Rivers in Great Britain*. Unpublished report. Dep. of Envir., Water Data Unit.

JANZ, H. (1994). Zur Bedeutung des Schalenmerkmals 'Marginalrippen' der Gattung *Ilyocypris* (Ostracoda, Crustacea). *Stuttgarter Beitr. Naturk.*, 206:1-20.

JEREZ, L., (1984). Unidades Geológicas representadas en Albacete, en su relación con el relieve provincial. En: Panadero, M. (Dir.): II Seminario de Geografía. Albacete, diciembre 1982. *Actas. Instituto de Estudios Albacetenses*, CSIC, Conf. Esp. Est. Locales: 23-60.

KOLKWITZ, R.. & M. MARSSON. (1902). Grundsartze fur die biologische beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt.a. d. Kgl. Prufungsanst. f. Wasserversory v. Abwasserbeseitigung zu Berlin*, 1: 33-72.

KOLKWITZ, R.. & M. MARSSON. (1908). Okologie der Pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Botan. Ges.*, 261: 505-519.

KOLKWITZ, R.. & M. MARSSON. (1909). Okologie der tierischen Saprobien. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 2: 125-152.

KOVACH, W.L. (1998). *MVSP – A MultiVariate Statistical Package for Windows, ver: 3.0*. Kovach Computing Services, Pentraeth. 127 pp.

LABROUE, J., J.N. TOURENQ, C. MIEUSSENS, J. ROBERT & B. DONVILLE. (1988). Rôle des lacs de gravières dans la diminution des teneurs en nitrates des aquifères alluviaux de la vallée de la Garonne Essai de quantification. *Annlis Limnol.* 24 (1): 31-38.

LANG, C. & O. REYMOND. (1994). Qualité biologique des rivières vaudoises indiquée par la diversité du zoobenthos: campagne 1991-1993. *Revue suisse de Zoologie*, 101 (4): 911-917.

LECLERQ, M. (1966). Dispersion et transport des insectes nuisibles: *Hermetia illucens* L. en Afrique et en Asie (Diptera Stratiomyidae). *Bulletin des Recherches Agronomiques de Gembloux*. T., 1, n°1: 60-62.

MARGALEF, R. (1974). *Ecología*. Ediciones Omega, Barcelona. 951 pp.

MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona. 1010 pp.

MARTENS, K. (1992). A reassessment of *Paralimnocythere* CARBONNEL, 1965 (Crustacea, Ostracoda, Limnocytherinae), with a description of a new genus and two new species. *Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Biologie*, 62 : 125-158.

MARTÍNEZ, F., & PUJANTE, AM. (1997). Estudio de la fauna de invertebrados en el río Cabriel y manantiales asociados en la provincia de Albacete. *Al-Basit*, 40: 71-110.

MCCAFFERTY, W.P. (1983). *Aquatic Entomology*. Jones and Bartlett Publishers, Inc. 448 pp.

MEISCH, C. (2000). *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*. Suesswasserfauna von Mitteleuropa, Spektrum Akademischer Verlag, Heildeberg. 522 pp.

MEZQUITA, F. (1998). *Ecology of ostracod from springs, rivers and lakes on the Eastern Iberian Peninsula*. Tesis Doctoral, Universitat de València.

MEZQUITA, F., GRIFFITHS, H. I., DOMÍNGUEZ, M. I. & LOZANO-QUILIS, M. A. (2001). Ostracoda (Crustacea) as ecological indicators: a case study from Iberian Mediterranean brooks. *Archiv für Hydrobiologie*, 150(4): 545-560.

MEZQUITA, F., GRIFFITHS, H. I., SANZ, S., SORIA, J. M. & PIÑÓN, A. (1999). Ecology and distribution of ostracods associated with flowing waters in eastern Iberian Peninsula. *Journal of Crustacean Biology*, 19(2): 344-354.

MEZQUITA, F., HERNÁNDEZ, R., & RUEDA, J. (1999). Ecology and distribution of ostracods in polluted Mediterranean river. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 148 (1999): 87-103.

MINSHALL G.W., PETERSEN R.C. & NIMZ C.F. (1985). Species richness in streams, a different size from the same drainage basin. *Am. Nat.* 125; 16-38

MUNNÉ A., SOLÀ C. & PRAT N, (1998). QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175; 20-37.

NIESER, N., M. BAENA, J. MARTÍNEZ-AVILÉS & A. MILLÁN. (1994). *Claves para la identificación de los heterópteros acuáticos (Nepomorpha & Gerromorpha) de la Península Ibérica. Con notas sobre las especies de las Islas Azores, Baleares, Canarias y Madeira*. Asociación Española de Limnología. Publicación N° 5: 111 pp.

NILSSON, A. (1997). *Aquatics insects of North Europe*. Vol 2. Odonata – Diptera. Appolo Books, Stenstrup, 440 pp.

PÉREZ, A.J., (1994). *Atlas Climàtic de la Comunitat Valenciana*. Publicacions de Divulgació Tècnica, Col·lecció Terriori, 4. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports. València.

PICAZO, J. (1995). *Caracterización y calidad de las aguas de los cauces de la cuenca del río Guadiana Menor. Aspectos físico-químicos y macroinvertebrados acuáticos*. Tesis de Doctorado. Universidad de Granada.

PRAT, N. (1979). La xarxa hidrogràfica. *Quad. Ecol. Apl.*, 4 : 87-107.

PUIG, J.V. (1984). *Efemerópteros y Plecópteros de los ríos catalanes*. Tesis de Doctorado. Universidad de Barcelona. 533 pp.

RICHOUX, P. (1982). Coleoptères aquatiques (genres: adultes et larves). *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 51 (4): 135-139.

RIVOSECCHI, L. (1984). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 28. Ditteri. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/206. 177 pp.

RODRÍGUEZ, T. & QUINTANA, J.L. (1990). La sobreexplotación de las aguas subterráneas en la unidad hidrogeológica de Albacete (Mancha Oriental). *Al-Basit*, 27: 41-63.

ROTHERAY, GE. (1993). *Colour guide to hoverfly larvae (Diptera, Syrphidae)*. *Dipterists Digest* (9). 156 pp.

ROZKOSNÝ, R. & M. BAEZ. (1986). Larvae of the Canary Islands Stratiomyidae (Diptera). *Vieraea* 16: 341-349.

ROZKOSNÝ, R. (1983). *A Biosystematic study of the European Stratiomyidae (Diptera)*. Vol 2. *Clitellariinae, Hermetiinae, Pachygasterinae*. Junk Publishers. 431 pp.

RUEDA, J. & C. LÓPEZ. (2003). Valoración de la calidad biológica de los ríos. Claves de identificación para la enseñanza secundaria. *Didáctica de las ciencias experimentales y sociales*. (17): 107-123.

RUEDA, J. (1997). *Biodiversidad, Calidad Biológica y Caracterización de las Aguas del Río Magro (NW de Valencia)*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Valencia. 168 pp.

RUEDA, J., F. MARTÍNEZ-LÓPEZ, R. HERNÁNDEZ, C. LÓPEZ, A. PUJANTE, G. TAPIA & C. RODRÍGUEZ. (1996). El río Magro, calidad de sus aguas y caracterización de las comunidades de macroinvertebrados (NO de Valencia, España). *Actas XII Bienal de la R.S.E.H.N.* Tomo Extraordinario. Madrid. 145-148.

RUEDA, J., R. HERNÁNDEZ, F. MEZQUITA & C. LÓPEZ. (En prensa). *Influencia de la comarca del Alto Mijares sobre la calidad biológica del río que le da nombre. sus invertebrados y su bosque de ribera*. Fundación Bancaja Segorbe.

RUEDA, J., TAPIA, G., HERNANDEZ, R., & 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.

SINEGRE, G., J.A. RIOUX & J. SALGADO. (1979). *Fascicule de détermination des principales espèces de moustiques du littoral méditerranéen français*. Entente Inter-départementale pour la Démoustication du Littoral Méditerranéen. Montpellier. 7 pp.

SOLEM, J.O. & E. GAARE. (1991). Radiocesium in aquatic invertebrates from Dovrefjell, Norway, 1986 to 1989, after the Chernobyl Fall-out. *J. Environ. Radioactivity* 17: 1-11.

TACHET H., M. BOURNARD & P. RICHOUX. (1987). *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*. Univ. Lyon Publ. 154 pp.

TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNARD & P. USSEGLIO-POLATERA. (2000). *Invertébrés d'eau douce*. CNRS Éditions. 588 pp.

TAPIA, G. (1996). *La fauna de invertebrados de las fuentes de Valencia y Castellón y su relación con las propiedades físico-químicas del agua*. Tesis de Doctorado. Universitat de València. 265 pp.

VAN TONGEREN, O. (1995). Cluster analysis. En: JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F. & VAN TONGEREN (Eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 174-212.

VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUCHING C.E, (1980). The river continuum concept. *Can. Fish Aquat. Sci.* 37: 130-137.

VERNEAUX, J. & G. TUFFERY. (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besançon, Zool.*, 3: 79-90.

VERNEAUX, J. & G. TUFFERY. (1984). Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Ecol.* 15 (1): 47-55.

VERNEAUX, J. (1976). Biotypologie de l'écosystème "eau courante". La structure biotypologique. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 283: 1663-1666.

VERNEAUX, J., J.P. VERGON & M. LARINIER. (1975). Aspects écologiques des travaux d'aménagement des cours d'eau, orientations et principes généraux. *La Houille Blanche* N° 2/3: 127-132.

VERNEAUX, J., P. GALMICHE, F. JANIER & A. MONNOT. (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Biologie animale*, 4^e série, fasc. 3: 11-21. Annales Scientifiques de l'Université de France-Comté Besançon.

WAITE, S. (2000). *Statistical ecology in practice: a guide to analysing environmental and ecological field data*. Prentice Hall – Pearson Education, Harlow. 414 pp.

WALLACE, I.D., B. WALLACE & G.N. PHILIPSON. (1990). *A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 51. 237 pp.

ZAMORA, L., F. MEZQUITA & J. RUEDA. (2005). *Biodiversitat i ecologia dels invertebrats aquàtics continentals de la Marina Alta i el seu valor com a indicadors de la qualitat de les aigües de la comarca*. Instituto Alicantino de Cultura "Juan Gil-Albert", Diput. Prov. de Alicante, 92 pp.

ZARIQUIEY, R. (1968). Crustáceos decápodos ibéricos. *Investigación Pesquera*, 32: 1-510.