

Temporalidad y perturbaciones antrópicas en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río Arba (Zaragoza, NE España)

Temporality and anthropic disturbances on benthic macroinvertebrate communities on Arba River basin (Zaragoza, NE Spain)

Antonio Torralba Burrial¹ y Francisco J. Ocharan²

Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo. E-33071 Oviedo, España.

1) antonioib@hotmail.com. 2) focharan@uniovi.es

PALABRAS CLAVE: Estado ecológico, Ríos mediterráneos, Temporalidad, Macroinvertebrados Bentónicos, Índices biológicos, IBMWP, Península Ibérica.

KEY WORDS: Ecological status, Mediterranean rivers, Temporality, Benthic macroinvertebrates, Biological indices, IBMWP, Iberian Peninsula.

RESUMEN

Con el fin de valorar el estado ecológico de la subcuenca del río Arba (Aragón, NE España), se han estudiado sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos mediante dos campañas de muestreo con red Surber en el verano de 2001. Se ha estudiado la estructura de las comunidades mediante la riqueza de taxones e índices de diversidad, equidad y dominancia. La calidad de sus aguas se evaluó mediante las valoraciones del IASPT e IBMWP y el número de taxones EPT. La fuerte temporalidad de la cuenca, especialmente en los tramos altos donde el agua superficial queda reducida en el estío a pozas aisladas, no impide que estos ríos mantengan comunidades diversas que alcanzan valores altos del IBMWP. Los distintos afluentes presentan diferencias entre ellos debidas al distinto grado de perturbación antrópica que soportan y que es más grave en la parte baja de la cuenca. Temporalidad y perturbaciones antrópicas explican la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de estos ríos mediterráneos.

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrate communities of the Arba river basin (Aragon, NE Spain) have been studied with the aim to evaluating its ecological status. In the summer of 2001 two samplings campaigns were carried out with a Surber net, coincident with the season of lower flow. Community structure was studied by means of taxa richness and diversity, equitability and dominance indices. Water quality was evaluated by taxa number of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT groups), IASPT and IBMWP indices, using this last one to classify the ecological status of the sampled reaches. In the upper reaches the superficial water is reduced to isolated pools; nevertheless they maintain diverse communities with high values in the IBMWP. There were differences among tributaries due to the diverse degree of anthropic disturbance that they support, being more serious in the downstream part of the basin. Temporality and anthropic disturbance explain the composition of the benthic macroinvertebrate communities in these Mediterranean rivers.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación de las aguas continentales se ha convertido en un problema mundial por lo que poco a poco la sociedad va tomando conciencia de la importante función de los ríos, y ha comenzado a valorarlos, considerándolos como algo más que canales o cloacas. Así, la Directiva europea Marco del Agua (2000/60/CE), por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, considera en primer lugar que el agua no es un bien comercial sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal. La Directiva establece los principios básicos de una política de aguas sostenible

en la Unión Europea, pretendiendo fijar un marco que prevenga todo deterioro adicional de las aguas, proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos.

Esta Directiva exige el uso de indicadores biológicos, entre los que están las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, ampliamente utilizadas para evaluar la calidad de las aguas por presentar distintas ventajas: diferente sensibilidad relativa de cada taxón frente a la contaminación, respuesta diferencial a diferentes tipos de estrés, importante papel en las redes tróficas acuáticas, facilidad y bajo coste relativo de los muestreos (KLEMM *et al.*, 1990; BARBOUR *et al.*, 1996, 1999; DONHER *et al.*, 1997). En toda Europa se han rea-

lizado estudios para valorar la calidad de las aguas mediante las comunidades de macroinvertebrados bentónicos bajo el marco conceptual de esta Directiva (p. ej., GOETHALS & DE PAUW, 2001; LOGAN, 2001; JÁIMEZ-CUÉLLAR *et al.*, 2002; BÖHMER *et al.*, 2004; SIMBOURA *et al.*, 2005; TORRALBA BURRIAL & OCHARAN, 2007a).

A la hora de interpretar los datos de calidad biológica así obtenidos hay que tener presente que se trata de evaluar la importancia de los impactos antropogénicos que soporta un determinado tramo, y para ello se debe establecer una clasificación comparando la comunidad observada con una hipotética comunidad de referencia, que representaría las condiciones naturales exentas de fuentes de estrés de origen humano (norma de estandarización UNE-EN ISO 8689-1, AENOR, 2001). Así, la Directiva Marco del Agua, refiere todas las categorías de estado ecológico a la magnitud de las diferencias encontradas con respecto a las comunidades ideales esperadas en ausencia de impactos antrópicos. De aquí la importancia de valorar si las comunidades que existirían en los ríos de una determinada región alcanzarían, en ausencia de perturbaciones humanas, los valores asignados por el/los índice(s) empleado(s) a la clase de calidad I (máxima). En caso contrario, sería necesaria la utilización de otro índice, o la recategorización de sus clases.

Los ríos mediterráneos, como los muestreados en este estudio, se caracterizan por presentar un acusado estiaje estival de tal envergadura que numerosos tramos quedan de forma natural secos o con el agua superficial reducida a pozas aisladas. El hombre, mediante presas, azudes de derivación y pozos para la extracción de agua disminuye todavía más el caudal de estos ríos. Esto tiene un efecto negativo directo sobre sus comunidades de macroinvertebrados, incrementado por la sinergia entre esta falta de poder diluyente y la contaminación antrópica producida por vertidos urbanos, industriales y agrícolas, sinergia que resulta máxima en las épocas de menor caudal.

Numerosos taxones de macroinvertebrados son sensibles a las disminuciones importantes de caudal, y de hecho en ocasiones se han utilizado o se ha propuesto su utilización para valorar o fijar caudales de mantenimiento "ecológicos" en los ríos (p. ej., DEGANI *et al.*, 1993; DOCAMPO PÉREZ, 1999; DE BIKUÑA *et al.*, 1999; BUFFAGNI, 2001). Esto podría implicar que las comunidades de macroinvertebrados en ríos mediterráneos de elevada temporalidad estuvieran constreñidas por el estiaje de tal modo que no alcanzan, de forma natural, el valor en el índice para ser consideradas como clase I. Por esa razón, algunos autores

(p. ej., MUNNÉ & PRAT, 1997) han puesto en duda que sea correcto aplicar en dichos ríos las clases de calidad definidas para el índice IBMWP con los umbrales originales de ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA (1988). Sin embargo ALBA-TERCEDOR *et al.* (2002), en un estudio de 12 cuencas mediterráneas ibéricas, constatan una total coincidencia entre las cinco clases originales y las nuevas acotaciones realizadas en aquellos casos en los que se disponía de un número elevado de estaciones de referencia. Resulta de gran importancia dilucidar si las comunidades de macroinvertebrados bentónicos que habitan en ríos mediterráneos de Aragón sometidos a fuerte estiaje, alcanzarían los valores propios de la clase I del índice en ausencia de perturbaciones humanas importantes.

Los objetivos de este estudio son: 1) caracterizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos de la subcuenca del río Arba (Zaragoza); 2) analizar las similitudes entre los distintos tramos; 3) comprobar si los índices de calidad establecidos, y sus categorías, se adaptan bien a las comunidades presentes en estos ríos mediterráneos; y 4) valorar su estado ecológico.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La subcuenca del río Arba (cuenca del Ebro) conforma el sistema hidrogeológico de la comarca de las Cinco Villas (Zaragoza, Aragón). Con una superficie de 2249 km², la subcuenca recoge las aguas de la vertiente sur de la Sierra de Santo Domingo mediante los ríos Arba de Biel, Arba de Luesia y Riguel, y las lleva hasta el Ebro, con una aportación anual media de 193 hm³. La mayoría de esas aportaciones proviene de la lluvia, ya que la baja altitud de la Sierra (hasta 1500 m) disminuye la importancia del factor nival. Debido a la baja pluviosidad de la zona, sus ríos presentan un fuerte estiaje entre junio y octubre (MARCUELLO, 1992; SÁNCHEZ *et al.*, 2004), por lo que los tramos altos presentan una fuerte temporalidad, quedando reducida el agua superficial a escasas pozas someras en esa época. Pese a la escasa pluviosidad y elevada evapotranspiración, en la comarca hay una importante agricultura de regadío que supone, además de una detracción de caudales, una entrada importante de nitratos y productos fitosanitarios en el cauce de los ríos, condicionando los flujos de retorno de estos cultivos la calidad de sus aguas (CAUSAPÉ VALENZUELA, 2002, 2003).

Tabla I.–Características de las estaciones muestreadas. Coordenadas UTM dentro del huso 30. Altitud en m s.n.m. ELF = El Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste.
–Sampling stations features. UTM coordinates within 30 huse. Altitude in m a.s.l.

	Localización		Altitud	Sustrato	Iluminación	Orilla izquierda		Orilla derecha	
	UTM X	UTM Y				Cobert. leñosa %	Vegetación	Cobert. leñosa %	Vegetación
ELF	067042	468191	561	cantos rodados	orillas sombrías	75 - 100	<i>Populus</i>	50 - 75	<i>Populus</i>
ERL	066976	466450	493	cantos rodados	soleado	10 - 25	<i>Salix</i>	50 - 75	<i>Populus, Salix</i>
MAL	065411	468513	554	cantos rodados	orillas sombrías	75 - 100	<i>Populus</i>	75 - 100	<i>Populus, Rubus</i>
UNC	064671	468599	490	roca, con piedras sueltas	sombrío	75 - 100	<i>Populus, Rubus</i>	75 - 100	<i>Populus</i>
TAU	064737	465469	273	margas y conglomerados arcillosos	soleado	50 - 75	<i>Tamarix</i>	< 10	herbácea escasa

Se eligieron cinco tramos representativos de la subcuenca, dos tramos altos con fuerte estacionalidad (El Frago, Malpica) y tres permanentes la gran mayoría de los años (Uncastillo, Erla, Tauste). Sobre el terreno se definió la localización exacta de los puntos de muestreo atendiendo a criterios de accesibilidad y adecuación al estudio propuesto, fijando su posición vía satélite mediante un GPS Etrex Garmin. La situación de la subcuenca y de las cinco estaciones se expone en la figura 1. Tanto la presión agrícola como la demográfica se incrementan conforme descendemos por la subcuenca. Gran parte de los regadíos actuales de Bardenas (por inundación en su mayoría en los años de muestreo) son drenados por los ríos Riguel y Arba (y la totalidad de los nuevos regadíos en transformación de Bardenas II será drenada por el Arba). Las características de cada punto de muestreo se recogen en la Tabla I.

2.2. Metodología de muestreo

Se realizaron dos campañas de muestreo, julio y agosto, coincidiendo con los menores caudales, ya que en esta época los aportes de origen humano estarán más concentrados y las perturbaciones serán mayores. Con el doble muestreo se evitan problemas derivados de perturbaciones naturales de escaso alcance temporal, como pueden ser crecidas por tormentas.

Los muestreos se realizaron con red Surber de luz de malla de 250 μ m, y con una base cuadrada de 30x30 cm, de acuerdo con la norma de estandarización UNE-EN 28265:1994. Se tomaron, cuando fue posible, una muestra en zona de flujo laminar y otra en flujo turbulento para conseguir una información más real sobre la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de cada punto (más detalles

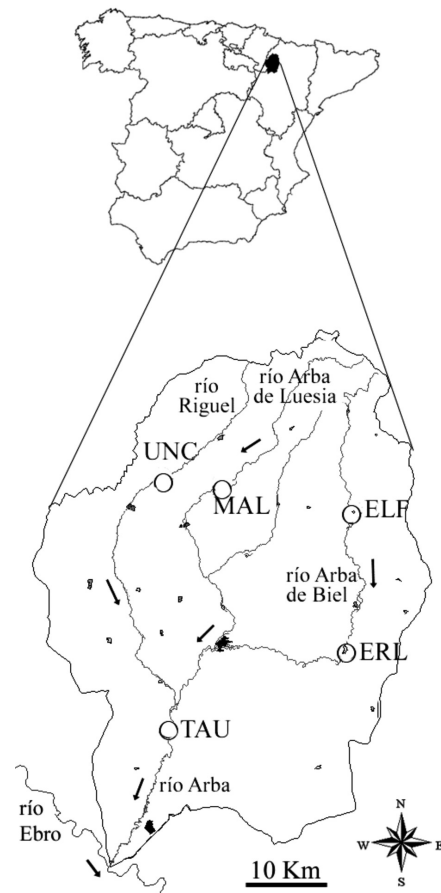


Figura 1.–Localización de las estaciones de muestreo en la subcuenca del río Arba. Los pueblos se indican en tonos de gris, más oscuro cuantos más habitantes, en negro las que presentan mayor población. Las flechas indican la dirección de la corriente. En el mapa inferior se observa la situación de la subcuenca del río Arba en España. ELF = El Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste.

–Sampling stations location in Arba river basin. Arrows indicate waters direction. In bottom map location of Arba river basin in the peninsular Spain.

sobre el protocolo de muestro en TORRALBA BURRIAL & OCHARAN, 2007a). El número de taxones capturados con un muestreador Surber suele ser similar o ligeramente superior a la red manual (STOREY *et al.*, 1991; GENOMI & STRADA, 2000), habiéndose comprobado una elevada correlación entre el protocolo expuesto y el muestreo durante 10 minutos de red manual (el máximo recomendado en la norma de estandarización EN 27828:1994) en ríos aragoneses (TORRALBA BURRIAL & OCHARAN, 2007b). El muestreador Surber además proporciona datos de densidades de taxones, las cuales no se pueden obtener con la red manual.

Durante la realización de los muestreos se midieron los siguientes parámetros físico-químicos del agua: temperatura, con un termómetro de mercurio (rango de -16 a 60 °C, precisión de ± 1 °C); pH, con un pHmetro pHep®3 (rango de 0,0 a 14,0 pH, precisión de $\pm 0,1$ pH); conductividad, con un conductímetro DISTWP3 (rango de 0 a 1999 microS/cm; precisión de $\pm 2\%$) y oxígeno disuelto, con un oxímetro HI9142 (rango de 0,0 a 19,9 mg/l, precisión de $\pm 1,5\%$).

Los macroinvertebrados de cada muestra fueron determinados en el laboratorio hasta el nivel de familia con la ayuda de lupas binoculares y claves de identificación adecuadas (principalmente TACHET *et al.*, 1991; 2000). Los ejemplares de cada taxón por muestra fueron contados, guardándose en tubos separados para cada taxón. Los ejemplares han quedado depositados en la Colección de Artrópodos del Departamento de Biología de Organismos y Sistemas de la Universidad de Oviedo.

2.3. Estructura y ordenación de las comunidades

Para caracterizar la comunidad de macroinvertebrados se estudió su estructura, atendiendo a

los siguientes parámetros: densidad de individuos por metro cuadrado, riqueza de taxones, diversidad (índice de Shannon-Wiener, tomando logaritmos neperianos), equidad (índice de Pielou) y dominancia (índice de Simpson). Los tres últimos índices han sido utilizados al nivel de familia, ya que es éste el exigido por los índices de calidad de las aguas.

Los análisis de comunidades se han realizado con el programa informático PRIMER v6. Las similitudes entre las comunidades se han calculado mediante el coeficiente de Bray-Curtis, ampliamente utilizado en estudios ecológicos y ambientales (CLARKE *et al.*, 2006). En este coeficiente se puede emplear la abundancia de cada taxón o bien datos de presencia/ausencia, lo que nos permite valorar en mayor medida a los taxones más abundantes en cada estación o bien asignar el mismo peso en las comparaciones a todos los taxones. La utilización de diversas transformaciones de la densidad (sin transformar, raíz cuadrada, raíz cuarta, presencia/ausencia) cambia el peso en las comparaciones de esos taxones (CLARKE, & WARWICK, 1994; CLARKE & GORLEY, 2006), enriqueciendo nuestra comprensión de las comunidades.

Para la ordenación de las comunidades se ha empleado en primer lugar un análisis jerárquico de agrupamiento tipo *cluster* a partir de las semimátrices de similitud, que proporciona un dendrograma en la cual se forman grupos según un gradiente de similitud, empleando la media de similitudes del grupo tras cada agrupamiento de estaciones, por entender que este era un valor más apropiado al promediar los valores de cada grupo en lugar de emplear valores más extremos.

Se ha complementado con una ordenación por escalamiento multidimensional no métrico (MDS), que permite descubrir relaciones no lineales (JAMES & MCCULLOCH, 1990); no tiene asunciones sobre la

Tabla II.—Datos físico-químicos y características de los muestreos. Profundidad en cm. Régimen L = laminar, T = turbulento. El tiempo siempre fue soleado. Conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}^2$. O₂ disuelto en ppm. Temperatura en °C. Vegetación sumergida en % aproximado. ELF = El Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste. 1 = julio. 2 = agosto.

—Samplings features and physico-chemical data. Depth in cm. Flow L = laminar, T = turbulent. Weather S = sunny. Conductivity in $\mu\text{S}/\text{cm}^2$. Dissolved oxygen in ppm. Temperature in °C. % aquatic vegetation approximate. 1 = July. 2 = August.

	ELF1	ELF2	ERL1	ERL2	MAL1	MAL2	UNC1	UNC2	TAU1	TAU2
Día	6	21	6	21	6	21	5	22	5	22
Profundidad	25	5	15	15	30	10	20	5	65	50
Régimen	L	L	T	T	L	L	L/T	T	L	L
Conductividad	—	672	—	352	—	615	—	1086	—	1273
Oxígeno disuelto	—	6.2	—	7.8	—	4.2	—	—	—	—
PH	8.3	7.7	8.8	8.6	8.5	7.9	8.8	8.5	8.6	8.3
Temperatura	22	17	19	25	19	22	21	18	22	22
% veg. sumergida	50	100	50	80	100	100	40	<20	0	0

forma de los datos o de las relaciones de las muestras, y el enlace entre el gráfico final y los datos iniciales es relativamente transparente en su explicación (CLARKE & WARWICK, 1994).

2.4. Estado ecológico

Se ha utilizado principalmente la valoración del IBMWP (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988). Esta adaptación regional del BMWP inglés (ARMITAGE *et al.*, 1983) consiste en la suma de la puntuaciones de cada taxón (generalmente a nivel de familia) encontrado en la muestra, y se ha empleado con diversos métodos de muestreo (ver TORRALBA BURRIAL & OCHARAN, 2007a). El valor de cada taxón en el índice está tipificado, variando entre 1 y 10 según su tolerancia (mayor o menor) a la contaminación.

Este es un índice ampliamente utilizado en la Península Ibérica (p. ej., ALBA-TERCEDOR, 1996; ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR, 1996; RUEDA SEVILLA *et al.*, 1996; RUEDA *et al.*, 1998; TORRALBA BURRIAL & OCHARAN, 2001; PRAT *et al.*, 2001, 2002; MARTÍNEZ-BASTIDA *et al.*, 2006), hasta el punto que se puede decir que es un índice de referencia para los estudios de macroinvertebrados en ríos españoles (PRAT, 2001). Resulta interesante a la hora de valorar el estado ecológico de un río, ya que valora la composición, diversidad y sensibilidad a la contaminación de los taxones de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, aunque no su abundancia.

Para complementarlo se ha empleado el índice IASPT y el número de familias ÉPT. El IASPT es el valor del IBMWP dividido por el número de taxones que se han empleado en la suma, dándonos por tanto una idea de la tolerancia media a la contaminación de la comunidad de macroinvertebrados. No obstante, debe ser utilizado con cautela en ríos mediterráneos, ya que está correlacionado con la salinidad y la temperatura (VIVAS *et al.*, 2002), parámetros con amplia variabilidad natural en este tipo de ríos. El número de familias EPT (familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) se utiliza por estar estos grupos formados en su mayor parte por taxones poco tolerantes a la contaminación.

El análisis estadístico fue realizado con el paquete informático SPSS 13.0, empleando tests de dos colas con un nivel de significación de 0,05 en todos los casos.

3. RESULTADOS

Los datos físico-químicos de los muestreos pueden consultarse en la Tabla II.

3.1. Las comunidades de macroinvertebrados

Se encontró un total de 49 taxones de macroinvertebrados bentónicos en las 5 estaciones muestreadas en la subcuenca del río Arba. Los taxones encontrados en cada estación y campaña de muestreos, así como sus abundancias, pueden consultarse en la Tabla III. Siete de ellos (oligoquetos, bétidos, cénidos, hidrotílidos, hidropsíquidos, quironómidos y ácaros acuáticos) fueron encontrados en todas las estaciones, y en todos o casi todos los muestreos. Los hidropsíquidos presentaron la mayor densidad en un muestreo (5489 individuos/m² en el muestreo de agosto de Uncastillo). Por el contrario, 15 taxones sólo fueron encontrados en una estación y en una sola campaña.

El número total de taxones presentes en una estación (entre las dos campañas de muestreo) varió entre los 34 de El Frago, en la parte alta del río Arba de Biel, y los escasos 15 encontrados en Tauste (Fig. 2). El número de taxones encontrados en cada estación por muestreo fue una de las cuatro variables que presentaron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones con independencia de la campaña de muestreo (Tabla IV). Tauste se separa del resto, presentando una riqueza de taxones (11 taxones de media) significativamente menor que cualquier otra estación. El número de taxones nos separa además el grupo formado por las estaciones de Uncastillo y Malpica (17 y 18 taxones de media) de otro formado por Erla y El Frago (22 y 25,5 taxones de media). Sin embargo, el test de Duncan ($p < 0,05$) no separa Malpica y Erla en cuanto a la riqueza de taxones (Tabla V).

La densidad total de invertebrados varió tanto entre campañas de muestreos como entre puntos muestreados (Fig. 2). Los invertebrados se encontraron a mayor densidad en los muestreos de julio que en los de agosto en todas las estaciones salvo la de Uncastillo, que presentó la mayor densidad en agosto (10 864 ind./m²). Las estaciones de El Frago (río Arba de Biel) y Malpica (río Arba de Luesia), con características físicas similares y cuya agua superficial queda reducida a unas pocas pozas someras en agosto, presentaron grandes diferencias entre ellas. La mayor densidad de macroinvertebrados se encontró en las comunidades de El Frago en julio (14 362 ind./m²), mientras que la menor fue encontrada en Tauste en agosto (982 ind./m²).

Los índices de estructura de comunidades (Fig. 2) no muestran patrones claros de cambio ni entre las distintas estaciones ni entre las dos campañas, aunque es posible que las variaciones queden oscurecidas por el nivel taxonómico empleado.

Tabla III.—Taxones de macroinvertebrados bentónicos y densidades (individuos/m²) a las que fueron encontrados en las estaciones muestreadas. ELF = El Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste. 1 = julio. 2 = agosto. Los huecos en la tabla significan ausencia del taxón en ese muestreo.

—Benthic macroinvertebrate taxa and densities (individuals/m²) that were found in the samplings stations. 1 = July. 2 = August. Blank spaces = taxon not found in that survey.

Taxones	ELF1	ELF2	ERL1	ERL2	MAL1	MAL2	UNC1	UNC2	TAU1	TAU2
Hydridae	6	11	56				6	6	700	
Nematoda										6
Planariidae	11									
Oligochaeta	200	261	389	178	11		56	44	217	189
Erpobdellidae				22			17			
Glossiphoniidae	11		11		6				6	
Bithynidae			11							
Hydrobiidae				6						
Ancylidae	100	45		6	6					
Planorbidae								6		
Physidae				6				6		
Lymnaeidae				6						
Heptageniidae	5423	445	67	312	95	61				
Baetidae	1139	372	1722	867	700	234	1150	2122	678	161
Leptophlebiidae	17	11	89	39	11	42				
Polymitarcidae			11						39	
Caenidae	3600	311	1889	1783	311	328	433	45	506	106
Aeshnidae						6				
Gomphidae	6	6			11	34		6		
Leuctridae	56	145	44	94	28					
Corixidae							6			
Haliplidae	6	6								
Dytiscidae	6	6					6			
Gyrinidae	34			6		6				
Hydrophilidae	6							11		
Hydraenidae		6								
Dryopidae	6									
Elmidae	1191	856	311	201	62	6		28		6
Hydroptilidae	495	922	1889	589	17	28	1589	800	22	6
Leptoceridae	11	6								
Hydropsychidae	22	89	344	1206	6	322	1272	5489	339	178
Philopotamidae			11			6				
Polycentropodidae		34	89	250		6				
Psychomyiidae			11							
Tipulidae	6						11			
Limoniidae	6									
Psychodidae		6					6	56		
Dixidae		11								
Culicidae					6					
Simuliidae		11	11	39	39		367	1533		6
Ceratopogonidae	6			6						
Chironomidae	1467	272	1878	706	2078	233	789	261	439	273
Tabanidae								6		11
Empididae	11		55	17		6				
Anthomyidae		6		17				33		
Hidracarina	506	330	400	84	17	6	184	378		34
Cladocera							11			
Copepoda	22		11		17	6			6	6
Ostracoda	22	11	11		17	6	27	34		

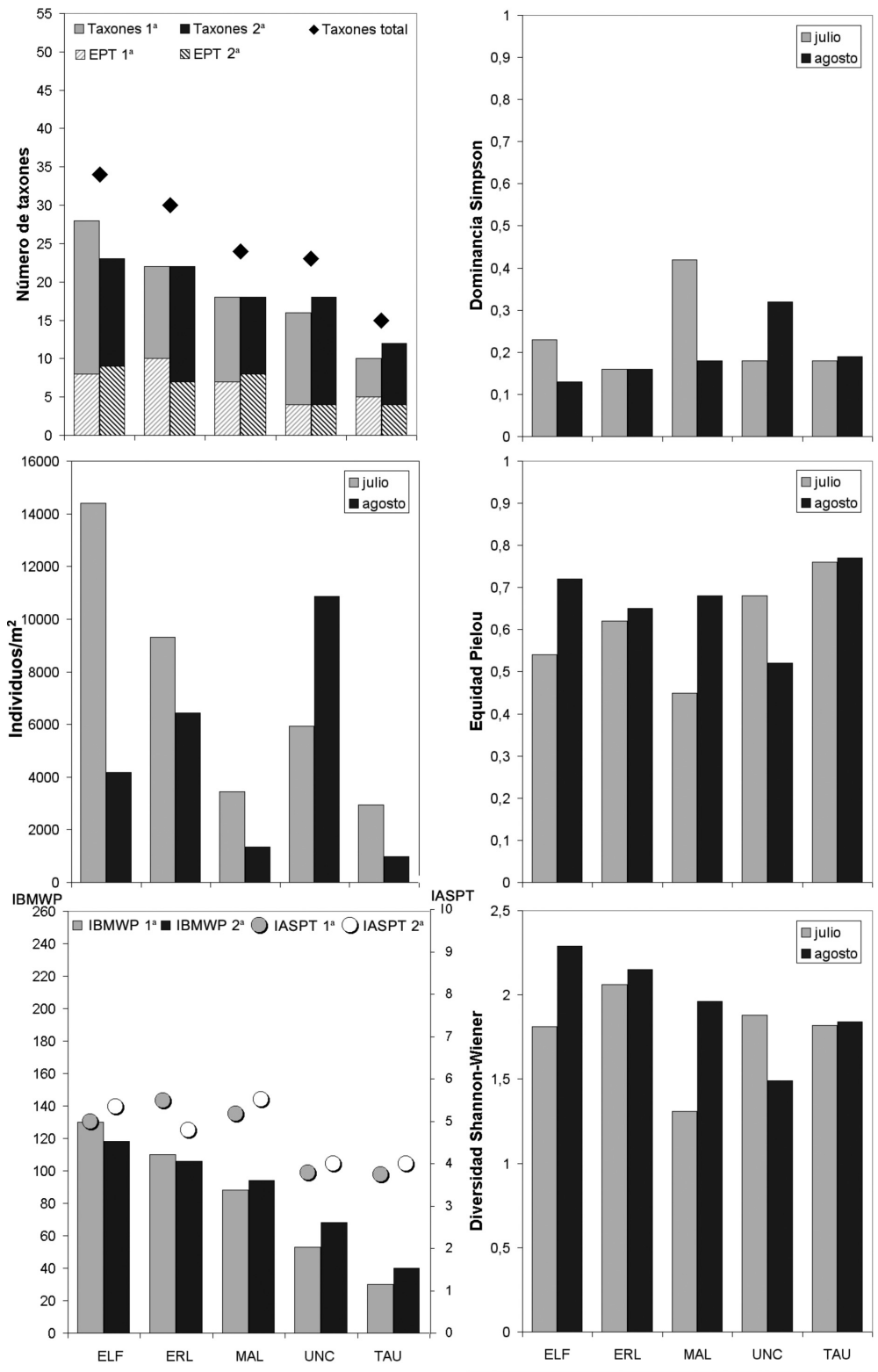


Figura 2.-Índices de las comunidades de macroinvertebrados estudiadas (riqueza de taxones, densidad, dominancia, equidad, diversidad, IBMWP e IASPT). Para cada estación se diferencia entre los muestreos de julio (en claro) y los de agosto (en oscuro). ELF = El Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste.

-Index of the macroinvertebrate communities in the sampling stations (taxa richness, density, dominance, equitability, diversity, IBMWP and IASPT). In grey samplings of July, in black those of August.

De todas formas, los valores menores de diversidad, y los mayores de dominancia, son los que presenta la estación de Malpica de Arba en julio (Shannon-Wiener = 1,31; Simpson = 0,42), debido a la proliferación de quironómidos, que representaron numéricamente el 60% de la comunidad.

Ninguna variable presentó diferencias significativas entre campañas considerando en conjunto las estaciones muestreadas (Tabla IV).

El análisis jerárquico de comunidades (Fig. 3) muestra resultados similares tanto si valoramos todos los taxones por igual como si damos mayor importancia a los más abundantes en cada estación. No obstante, sí que existen diferencias claras entre los cuatro dendrogramas: 1) disminución de las similitudes entre estaciones al tomar en cuenta las densidades, siendo mayor esa disminución conforme más importancia se da a la densidad; y 2) cambios en la posición relativa en las uniones de Uncastillo, que de estar agrupada con Tauste pasa a estar agrupada con el resto y luego ya con Erla y El Frago, mientras cambia en el otro sentido la estación de Malpica.

La ordenación del MDS (Fig. 4) muestra también algunas diferencias dependiendo de la importancia que se le conceda a la densidad de cada taxón. Sin embargo, estas diferencias son menos importantes, mostrando relativamente cercanas las estaciones Erla, El Frago y Malpica, y separadas de ellas y entre sí las estaciones de Tauste y Uncastillo.

3.2. *El estado ecológico*

Tomando sólo la parte de la comunidad formada por efemerópteros, plecópteros y tricópteros (grupos EPT), taxones mayoritariamente sensibles a la contaminación, encontramos que este parámetro varió entre los 4 taxones de Tauste en agosto y de Uncastillo en ambas campañas, y las 10 de Erla en julio. Esta variable mostró diferencias significativas entre estaciones, con independencia de la campaña de muestreos (Tabla IV). En el test de Duncan se separaron las estaciones de Tauste y Uncastillo del resto ($p < 0,05$).

El IBMWP varió entre 30 en Tauste en julio y 130 en El Frago en julio. Muestra valores mayores en la parte alta de la cuenca que en la baja, y diferencias entre los distintos afluentes. Así, la estación de El Frago, situada en la parte alta del Río Arba de Biel y fuertemente estacional, mostró unas comunidades de macroinvertebrados bentónicos propias de tramos con un estado ecológico de clase I en ambas campañas (Fig. 2); en Erla, en el mismo río pero a menor altitud y con flujo permanente, el índice presenta valores más bajos,

todavía propios de la clase I pero en su umbral inferior. El río Arba de Luesia en Malpica, que presenta unas condiciones físicas similares a las del Arba de Biel en El Frago, muestra sin embargo unas comunidades de macroinvertebrados algo distorsionadas, con un estado ecológico de la categoría II. Esas alteraciones son mayores aguas abajo, en las comunidades de Uncastillo, que se sitúan en el umbral inferior de la clase II en agosto y en la clase III en julio (su valoración general es clase III). El tramo muestreado en la parte baja de la cuenca, en Tauste, presenta comunidades con alteraciones importantes, con valores en el umbral inferior de la clase III en agosto y en la clase IV en julio (su valoración general es de un estado ecológico deficiente, clase IV).

El índice IASPT no muestra patrones tan claros (Fig. 2), y varía menos entre campañas de muestreo, aunque sí muestra diferencias entre las estaciones muestreadas, incluso con independencia del mes de muestreo (Tabla IV). El test de Duncan ($p < 0,05$) separa las estaciones de Tauste y Uncastillo, que muestran el peor estado ecológico, de las otras tres.

4. DISCUSIÓN

Para evaluar con mayor precisión las comunidades de macroinvertebrados es necesario valorar conjuntamente los distintos análisis empleados. Las ordenaciones que hemos obtenido muestran, en la mayoría de los casos, una mayor similitud entre las estaciones de Erla y El Frago (tan solo si valoramos exclusivamente la presencia de taxones se acerca más Malpica a Erla). En el MDS se puede comprobar que la estación de Malpica, aunque cambie su posición relativa alejándose algo de las otras dos, sigue estando relativamente cerca de las anteriores, permaneciendo más alejadas (y alejadas también entre sí) las estaciones de Tauste y Uncastillo.

Resulta muy interesante esta ordenación, puesto que agrupa antes a las estaciones del río Arba de Biel, pese a tener distintas características hidrológicas (el tramo de El Frago es temporal, quedando reducido a pozas en verano, mientras que el de Erla es permanente, continuo y con mayor caudal y profundidad), en lugar de agruparse por un lado los tramos de elevada temporalidad (El Frago, Malpica) y por otro los tramos permanentes (el resto). El mayor alejamiento de Uncastillo, y también el de Tauste, viene motivado por una mayor presión antrópica sobre ellos, ya que recogen los retornos de los numerosos regadíos de la zona.

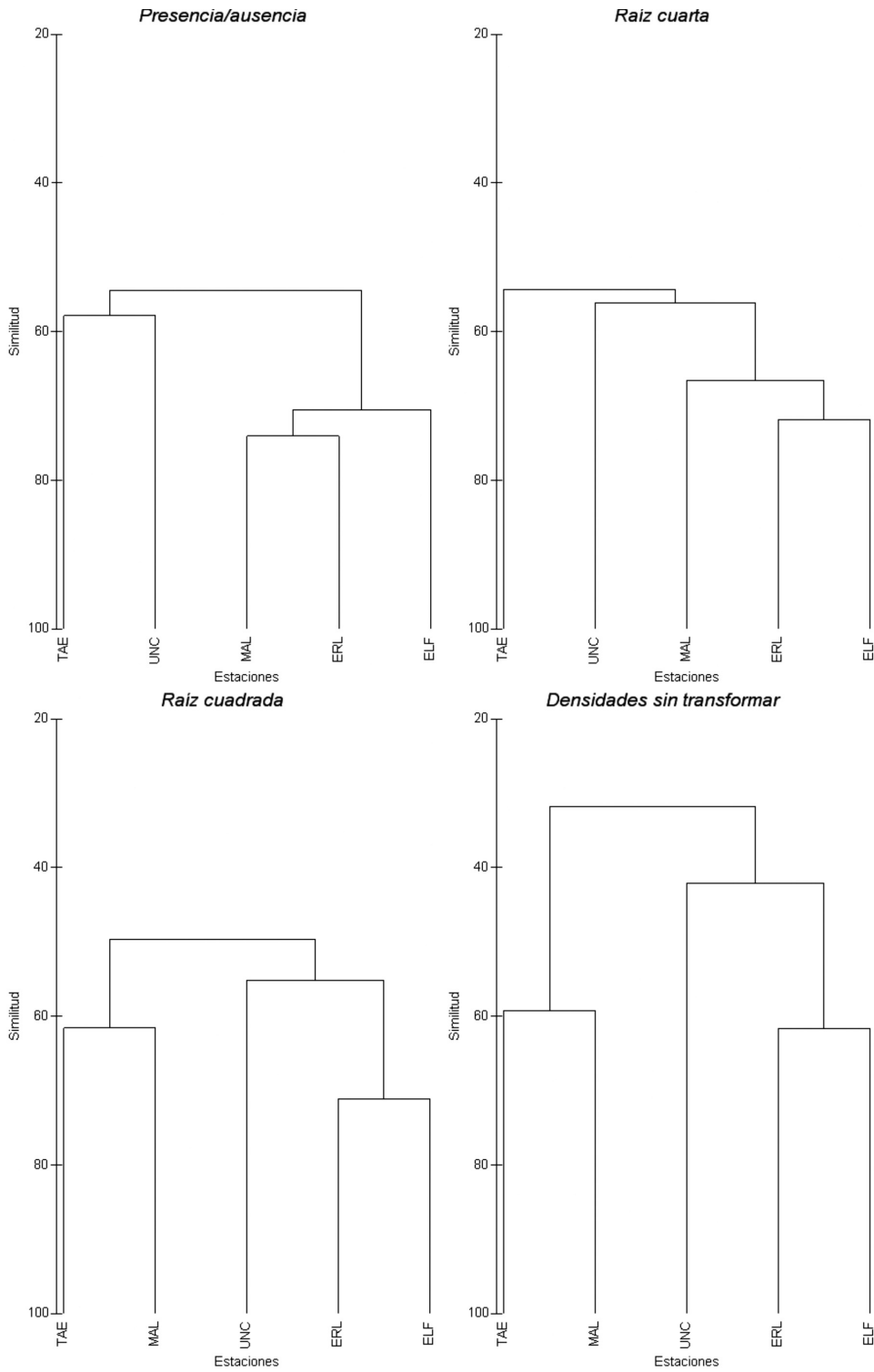


Figura 3.—Análisis jerárquico de las comunidades de macroinvertebrados de la cuenca del río Arba, valorando todos los taxones por igual (presencia/ausencia) o dando progresivamente más importancia a los taxones más abundantes en cada estación (raíz cuarta, raíz cuadrada y densidades sin transformar). ELF = El Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste.

—Hierarchical analysis of the macroinvertebrate communities of the Río Arba, valuing equally all taxa (presence / absence) or gradually giving more importance to the most abundant taxa in each season (fourth root, square root densities and unprocessed). The ELF = Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste.

Tabla IV.—Resultados de ANOVAs de una vía frente a las estaciones y campañas de muestreo. $p = * < 0,05$; $** < 0,01$; $*** < 0,001$; n.s. no significativo.

—Results from one-way ANOVA by samplings stations and campaigns. $p = * < 0.05$; $** < 0.01$; $*** < 0.001$; n.s. no significant.

Variable	Estaciones			Campañas	
	G.L.	F	P	F	P
Densidad	9	1.700	n.s.	0.763	n.s.
IBMWP	9	49.691	***	0.017	n.s.
IASPT	9	12.903	**	0.037	n.s.
Shannon	9	1.096	n.s.	0.836	n.s.
Pielou	9	1.026	n.s.	0.720	n.s.
Simpson	9	0.779	n.s.	0.430	n.s.
Nº taxones	9	18.152	**	0.003	n.s.
Grupos EPT	9	8.000	*	0.073	n.s.

Las comunidades de El Frago, en el río Arba de Biel, pese a estar sometidas a un estiaje elevado, tienen clase I según la valoración del IBMWP.

Estas comunidades se encuentran formadas por un número relativamente elevado de taxones (Fig. 2) que, pese a las estresantes condiciones para la fauna acuática que presenta el tramo, se encuentran perfectamente adaptadas a las mismas. Al igual que ocurre en otros ríos mediterráneos temporales (p. ej., GALLARDO-MAYENCO, 1994; ÁLVAREZ *et al.*, 2001) el orden que presentó una mayor riqueza faunística fue el de los dípteros (9 familias) seguido por los coleópteros (7 familias). Esta riqueza faunística no está correlacionada con la abundancia de estos taxones, ya que, de ambos órdenes, sólo los quironómidos y los élmidos se encuentran a densidades importantes.

En su regionalización de la cuenca del Ebro, PRAT & MUNNÉ (1998) indican que, en la región de montaña mediterránea (y también en la depresión, que son las regiones entre las que se encontraría la subcuenca del Arba) son frecuentes los heptagénidos, cénidos y bétidos. En nuestro caso

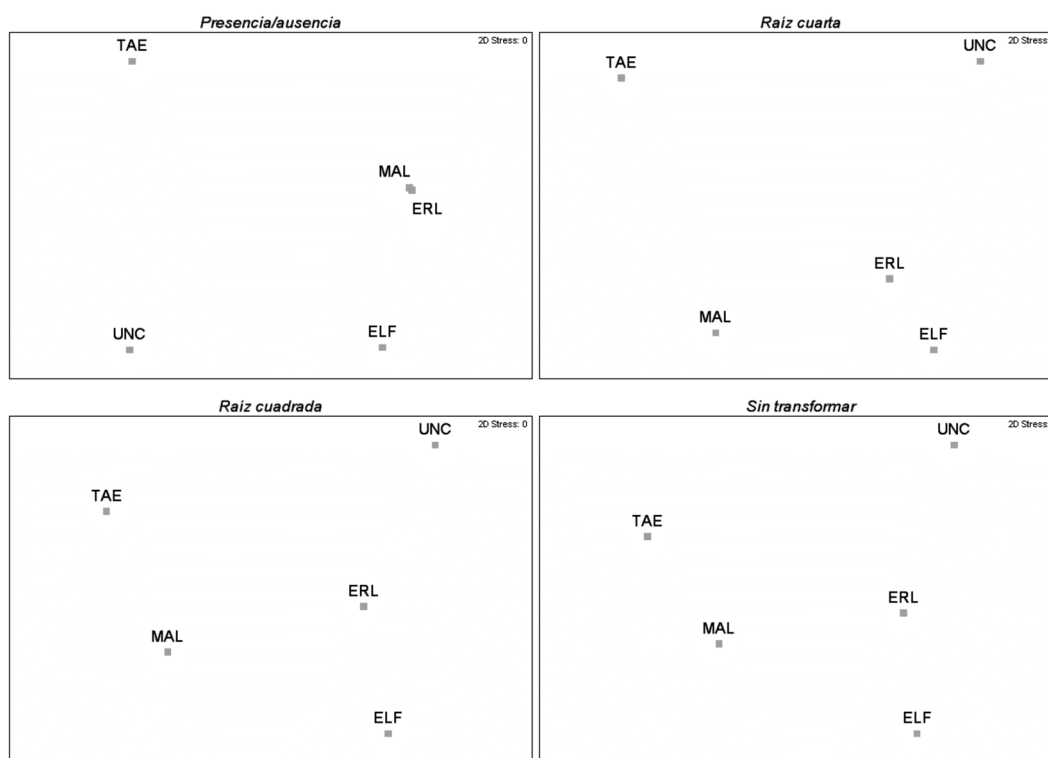


Figura 4.—Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (MDS) de las comunidades de macroinvertebrados de la cuenca del río Arba. Ordenación valorando todos los taxones por igual (presencia/ausencia) o dando progresivamente más importancia a los taxones más abundantes en cada estación (raíz cuarta, raíz cuadrada y densidades sin transformar). Para facilitar las comparaciones entre ordenaciones se ha fijado la situación de la estación de El Frago. ELF = El Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste.

—Analysis of non-metric multidimensional scaling (MDS) of macroinvertebrate communities of the Río Arba. Management valuing equally all taxa (presence / absence) or gradually giving more importance to the most abundant taxa in each station (fourth root, square root densities and unprocessed). To facilitate comparisons between ordinations has set the status of the station Frago. The ELF = Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste.

estos grupos dominan numéricamente en El Frago en julio; sin embargo en agosto, cuando el agua disponible estaba muy reducida, dominaban hidroptílicos y élmidos. Ante un aumento de las estresantes condiciones de la temporalidad (agosto) la comunidad responde disminuyendo las densidades e incrementando los valores de los índices de diversidad y equidad, descendiendo el de dominancia, a pesar de un ligero descenso en el número de taxones encontrados. Y eso pese a que los tramos superiores del río Arba de Biel ya presentan algunas perturbaciones antrópicas, especialmente en forma de extracciones/derivaciones de caudales.

Es cierto que la temporalidad limita los organismos que pueden vivir en las aguas continentales. Sin embargo, en ellas viven suficientes invertebrados y son lo suficientemente diversos, como para alcanzar altas puntuaciones en la valoración del IBMWP. El concepto de que estas aguas temporales tienen limitada su capacidad de mantener su propia fauna está basado más en la percepción humana que en un hecho (WILLIAMS, 1996).

La otra estación situada en un tramo similar en cuanto a su temporalidad, Malpica, presenta unos valores inferiores a los de El Frago en todos los índices empleados, salvo dominancia e IASPT. La menor puntuación en el índice IBMWP (y en el resto) no es debida a sus características naturales, que son muy similares a las del tramo de El Frago, sino que parecen deberse a unas mayores perturbaciones antrópicas. En el cauce son visibles plásticos y latas, que sí bien no afectan directamente a los invertebrados, sí que pueden considerarse una señal de afecciones al medio.

Tabla V.—Diferencias entre las estaciones muestreadas en cuanto a número de taxones, número de taxones EPT, y valoraciones del IBMWP e IASPT. El asterisco (*) indica las estaciones con diferencias significativas para cada variable, según el test de Duncan ($p < 0,05$). Por claridad sólo se ha rellenado la semimatriz inferior para cada variable. ELF = El Frago; ERL = Erla; MAL = Malpica de Arba; UNC = Uncastillo; TAU = Tauste.

—Differences among samplings stations in taxa number, EPT taxa number, IBMWP and IASPT scores. Asterisk (*) indicates significant differences among stations, according to Duncan's test ($p < 0.05$). Only the lower semimatrix for each variable is show for clarity.

Variables	Nº taxones				EPT				IBMWP				IASPT				
Estaciones	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
1																	
2																	
3		*								*							
4		*	*			*	*	*		*	*	*		*	*	*	
5		*	*	*	*		*	*	*		*	*	*		*	*	*

La estación de Erla, situada a menor altitud en el río Arba de Biel y con un mayor caudal, presentó índices inferiores a la de El Frago, coincidentes con una mayor presión antrópica en forma de vertidos urbanos (observables en el cauce) y agrícolas, pero aún en los límites de la capacidad de autodepuración del río, por lo que fue valorada como clase I. Numéricamente la comunidad está dominada por efemerópteros y tricópteros, si bien los quironómidos se encuentran también a abundancias relativas altas. Esta dominancia numérica de efemerópteros y tricópteros en tramos permanentes de cuencas con elevada temporalidad se corresponde con lo previamente descrito en otros ríos mediterráneos (SOLER CAPDEPÓN & PUIG GARCÍA, 1999).

Los tramos aguas abajo de Uncastillo (río Riguel) y especialmente en Tauste, con aguas permanentes (aunque con importantes variaciones en los caudales) mostraron las comunidades más alteradas, debido tanto a los vertidos urbanos como especialmente a la actividad agrícola. En el caso de la subcuenca del río Arba, la agricultura intensiva realizada sin las suficientes consideraciones ambientales, parece representar una gran perturbación sobre las comunidades acuáticas, tanto por la extracción y derivación de caudales como por los retornos de riegos al río.

Para comprender la distribución de los macroinvertebrados en los ríos mediterráneos, como en estos de la subcuenca del Arba, hay que tener en cuenta tanto la temporalidad de sus aguas en numerosos tramos como los impactos humanos a los que son sometidos los distintos tramos del río. La temporalidad de las aguas determina la estructura y composición básicas de las comunidades de invertebrados de cada tramo, que pueden obtener valores altos en los índices y un estado ecológico muy bueno. Los impactos humanos afectan especialmente a estos ríos debido al escaso poder diluyente de su pequeño caudal, especialmente en el verano. Esta problemática, especial de los ríos mediterráneos, ha sido expuesta por varios autores (p. ej., PRAT *et al.* 1999; BONADA *et al.*, 2000; ÁLVAREZ *et al.*, 2001)

En la subcuenca del Arba, el estado ecológico llega a ser una fuerza de organización mayor en los agrupamientos entre comunidades de macroinvertebrados que la temporalidad de los cauces.

5. CONCLUSIONES

1) Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos mediterráneos están adaptadas al fuerte estiaje natural de sus aguas, por lo

que, sin perturbaciones antrópicas importantes alcanzan puntuaciones propias de la clase I del IBMWP.

2) A la hora de explicar la ordenación de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río Arba, el estado ecológico resulta más importante que la temporalidad.

3) Los ríos de la subcuenca del río Arba sufren fuertes presiones antrópicas (agricultura, otros vertidos), que se traducen en su parte baja en alteraciones importantes de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Las comunidades del río Arba de Biel presentan mejor estado de conservación que las de los otros afluentes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Dirección General de Medio Natural, Departamento de Medio Ambiente de la Diputación General de Aragón, en el marco del proyecto "Reconocimiento inicial del estado ecológico de los ríos aragoneses mediante la caracterización de sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Afluentes de la margen izquierda del río Ebro". El primer autor disfrutó de una beca predoctoral FICYT del Gobierno de Asturias. Sergio Pérez y María Guzmán colaboraron en los trabajos de campo. Paloma Barrachina, de la DGA, colaboró en la elección de los tramos de ríos a muestrear y facilitó las gestiones con la Administración así como la obtención de los permisos necesarios.

Recibido el día 26 de febrero de 2008

Aceptado el día 23 de julio de 2008

BIBLIOGRAFÍA

- AENOR (ed.). 2001. *UNE-EN ISO 8689-1. Calidad del agua. Clasificación biológica de los ríos. Parte 1: Guía para la interpretación de los datos relativos a la calidad biológica a partir de estudios de macroinvertebrados bentónicos (ISO 8689-1:2000)*. AENOR, 13 págs. Madrid.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA) II*: 203-213.
- ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., BONADA, N., CASAS, J., MELLADO, A., ORTEGA, M., PARDO, I., PRAT, N., RIERADEVALL, M., ROBLES, S., SÁINZ-CANTERO, C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA, A., SUÁREZ, M.L., TORO, M., VIDAL-ABARCA, M.R., VIVAS S., & ZAMORA-MUÑOZ, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP⁺). *Limnetica*, **21**(3-4): 175-185.
- ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, **8**: 51-56.
- ÁLVAREZ, M., PARDO, I., MOYÁ, G., RAMÓN, G., & MARTÍNEZ-TABERNER, A. 2001. Invertebrate communities in Temporary streams of the island of Majorca: a comparison of catchments with different land use. *Limnetica*, **20**: 255-266.
- ARMITAGE, P. D., MOSS, D., WRIGHT, J. F. & FURSE, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, **17**: 333-347.
- BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*. EPA 841-B-99-002. United States Environmental Protection Agency; 339 págs. Office of Water; Washington.
- BARBOUR, M. T., STRIBLING, J. B., GERRITSEN, J. & KARR, J. R. 1996. *Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers (revised edition)*. 162 págs. United States Environmental Protection Agency, Washington.
- BÖHMER, J., RAWER-JOST, C., ZENKER, A., MEIER, C., FELD, C.K., BISS, R. & HERING, D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologia*, **34**: 416-432.
- BONADA, N., RIERADEVALL, M. & PRAT, N. 2000. Temporalidad y contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo mediterráneo (Riera de Sant Cugat, Barcelona). *Limnetica*, **18**: 81-90.
- BUFFAGNI, A. 2001. The use of benthic invertebrate production for the definition of Ecologically Acceptable Flows in mountain rivers. *In: Hydro-ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology (Proceedings of Workshop HW2 held at Brimingham, UK, July 1999)* IAHS, págs. 31-41.
- CAUSAPÉ VALENZUELA, J. 2002. *Repercusiones medioambientales de la agricultura sobre los recursos hídricos de la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas (Zaragoza)*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, 53 págs. Zaragoza.
- 2003. Calidad de los ríos Riguel y Arba (Zaragoza). Influencia del regadío de Bardenas y modelización geoquímica del sistema. *Revista de la Real Academia de Ciencias, Zaragoza*, **58**: 7-36.
- CLARKE K.R. & GORLEY, R.N. 2006. *Primer v6: User manual / tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, 190 págs.
- CLARKE, K.R., SOMERFIELD, P.J. & CHAPMAN, M.G. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **330**: 55-80.

- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 138 págs, Bourne Press Limited, Bournemouth.
- DE BIKUÑA, B. G., AGUIRRE, A., DOMINGO, M. & AGUIRRE, J. 1999. Desarrollo metodológico sobre determinación de caudales ecológicos en la CAPV: criterios y consideraciones. *I Congreso sobre caudales ecológicos*. APROMA, Págs. 141-148. Barcelona.
- DEGANI, G., HERBST, G. N., ORTAL, R., BROMLEY, H. J., LEVANON, D., NETZER, Y., HARARI, N. & GLAZMAN, H. 1993. Relationship between current velocity, depth and the invertebrate community in a stable river system. *Hydrobiologia*, **263**: 163-172.
- DOCAMPO PÉREZ, L. 1999. Modelo matemático de determinación de caudales ecológicos y su gestión hidráulica y biológica: R.E.C.E.-C.H.B. *I Congreso sobre caudales ecológicos*. APROMA, págs. 161-189. Barcelona.
- DONHER, E., MARKOWITZ, A., BARBOUR, M., SIMPSON, J., BYRNE, J., DATES, G. & MAYIO, A. 1997. *Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual*. 227 págs. United States Environmental Protection Agency. Washington, D. C.
- GALLARDO-MAYENCO, A. 1994. Freshwater macroinvertebrate distribution in two basins with different salinity gradients (Guadalete and Guadaira river basins, south-western Spain). *International Journal of Salt Lake Research*, **3**: 75-91.
- GENOMI, P. & STRADA, L. 2000. Confronto tra metodi di prelievo per l'analisi quantitative del macrobenthos. *Biologia Ambientale*, **14**: 17-22.
- GOETHALS P. & DE PAUW, N. 2001. Development of a concept for integrated ecological river assessment in Flanders, Belgium. *Journal of Limnology*, **60** (Suppl. 1): 7-16.
- JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., VIVAS, S., BONADA, N., ROBLES, S., MELLADO, A., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., CASAS, J., ORTEGA, M., PARDO, I., PRAT, N., RIERADEVALL, M., SÁINZ-CANTERO, C. E., SÁNCHEZ-ORTEGA, A., SUÁREZ, M.L., TORO, M., VIDAL-ABARCA, M. R., ZAMORA-MUÑOZ, C. & ALBA-TERCEDOR, J. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, **21**(3-4): 187-204.
- JAMES, F.C. & MCCULLOCH, C.D. 1990 Multivariable analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? *Annual Review of Ecology and Systematics*, **21**: 129-166.
- KLEMM, D. J., LEWIS, P. A., FULK, F. & LAZORCHAT, J. M. 1990. *Macroinvertebrate Field and Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters*. United States Environmental Protection Agency, Washington. 256 págs.
- LOGAN, P. 2001. Ecological quality assessment of rivers and integrated catchment management in England and Wales. *Journal of Limnology*, **60** (Suppl. 1): 25-32.
- MARCUELLO, J. R. 1992. *Los ríos de Aragón*. 256 págs. El Periódico de Aragón. Zaragoza.
- MARTÍNEZ-BASTIDA, J.J., ARAUZO M., M. & VALLADOLID, M. 2006. Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja, España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, **25**: 733-744.
- MUNNÉ, A. & PRAT, N. 1997. Caudal y calidad biológica de las aguas del río Anoya. *Tecnología del Agua*, **160**: 32-46.
- PRAT, N. 2001. Problemas y perspectivas en la definición del estado ecológico de los ecosistemas fluviales peninsulares ibéricos. En: Grande, N., P. Arrojo Agudo & J. Martínez Gil (coords.), *Una cita europea con la Nueva Cultura del Agua: la Directiva Marco. Perspectivas en Portugal y España. II Congreso Ibérico sobre planificación y gestión del agua*. Junta de Andalucía, Junta de Comunidades de Castilla La Mancha, Fundación Calouste Gulbenkian, Universidad de Zaragoza, Institución "Fernando el Católico". Zaragoza.
- PRAT, N. & MUNNÉ, A. 1998. *Delimitación de regiones ecológicas en la cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro, 152 págs. Zaragoza.
- PRAT, N., MUNNÉ, A., BONADA, N., SOLÀ, C., PLANS, M., RIERADEVALL, M., CASANOVAS, R. & VILA, M. 2001. *La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 1999. Estudi de la qualitat ecològica dels rius 9*. 171 págs. Diputació de Barcelona, Barcelona.
- PRAT, N., MUNNÉ, A., SOLÀ, C., BONADA, N. & RIERADEVALL, M. 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, **58**: 181-192.
- PRAT N., MUNNÉ, A., SOLÀ, C., CASANOVAS-BERENGUER, R., VILA-ESCALÉ, M., BONADA, N., JUBANY, J., MIRALLES, M., PLANS M. & RIERADEVAL, M. 2002. *La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 2000. Estudi de la qualitat ecològica dels rius 10*. 163 págs. Diputació de Barcelona, Barcelona.
- RUEDA, J., TAPIA, G., HERNÁNDEZ, R. & MARTÍNEZ, F. 1998. El río Magro, parte I: evaluación de su calidad biológica mediante la aplicación del BMWP' y del ASPT'. *Ecología*, **12**: 135-150.
- RUEDA SEVILLA, J., MARTÍNEZ-LÓPEZ, F., HERNÁNDEZ VILLAR, R., LÓPEZ-MARTÍNEZ, C., PUJANTE, A., TAPIA, G. & RODRÍGUEZ BABÍO, C. 1996. El río Magro, calidad de sus aguas y caracterización de las comunidades de macroinvertebrados (NO de Valencia, España). *Tomo extraordinario, 125 aniversario de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, págs 145-148. Madrid.
- SÁNCHEZ, M., OLLERO, A. & DEL VALLE, J. 2004. La red fluvial de Aragón. In: J. L. Peña, L. A. Longares & M. Sánchez (eds.). *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*, págs. 55-70. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, Zaragoza.
- SIMBOURA, N., PANAYOTIDIS, P. & PAPATHANASSIOU, E. 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean

- ecoregion: The case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators*, **5**: 253-266.
- SOLER CAPDEPÓN, G. & PUIG GARCÍA, M. A. 1999. *Biología y producción de Efemerópteros y Tricópteros en el tramo medio del Río Jalón (Alicante)*, 201 págs. Instituto de Cultura "Juan Gil-Albert", Alicante.
- STOREY, A. W., EDWARD, D. H. D. & GRAZEY, P. 1991. Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrates community structure in streams of south-western Australia. *Hydrobiologia*, **211**: 111-121.
- TACHET, H., BOURNAUD, M. & RICHOUX, P. 1991. *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique)*, 155 págs. Université Claude Bernard, Lyon.
- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & USSEGLIO-POLATERA, P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. 589 págs. CNRS Editions, París.
- TORRALBA BURRIAL, A. & OCHARAN, F. J. 2001. La calidad de las aguas del río Ara y sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *Sobrarbe*, **7**: 9-73.
- 2007a. Protocolo para la evaluación del estado ecológico de la red fluvial de Aragón (NE de España) según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, **26**: 149-162.
- 2007b. Comparación del muestreo de macroinvertebrados bentónicos fluviales con muestreador Surber y con red manual en ríos de Aragón (NE Península Ibérica). *Limnetica*, **26**: 13-24.
- VIVAS, S., CASAS, J., PARDO, I., ROBLES, S., BONADA, N., MELLADO, A., PRAT, N., ALBA-TERCEDOR, J., ÁLVAREZ, M., BAYO, M.M., JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., SUÁREZ, M.L., TORO, M., VIDAL-ABARCA, M.R., ZAMORA-MUÑOZ, C. & MOYÁ, G. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, **21**: 149-173.
- WILLIAMS, D. D. 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**: 634-650.
- ZAMORA-MUÑOZ, C. & ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**: 332-352.