

Estudio del estado ecológico de los ríos de la cuenca hidrográfica del Júcar (España) mediante el índice BMWP'

J. F. Martínez Mas¹, E. Correcher¹, A. Piñón¹, M. A. Martínez Muro² y A. M. Pujante²

¹ Confederación Hidrográfica del Júcar, Avda. Blasco Ibáñez, 48, 46010 Valencia

² Red Control, S. L., Avda. Blasco Ibáñez, 153, 46022 Valencia

RESUMEN

El diseño de la Red Biológica, basado en el uso de indicadores hidromorfológicos, físico-químicos y biológicos, permitió realizar un diagnóstico de calidad en 221 puntos de muestreo en 104 ríos de la red hidrográfica del Júcar (Júcar, Turia, Mijares, Vinalopó, Palancia, Serpis y cuencas menores) durante el año 2000 y establecer su estado ecológico. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos con el índice BMWP'. Los ríos con un estado ecológico muy bueno se hallan situados en los tramos altos, tanto de los ríos principales como de los afluentes de primer y segundo orden. La mayoría de los puntos de referencia (12.7%) se encuentran en altitudes superiores a los 800 m. Los ríos situados en altitudes medias (800-200 m) se hallan muy regulados y presentan, en general, un estado entre bueno y aceptable, existiendo pocos puntos de referencia (6.8%). Por último, los ríos situados en tierras bajas (< 200 m) se encuentran, la gran mayoría, en un estado deficiente o malo, siendo muy difícil hallar ríos en buen estado y casi imposible establecer puntos de referencia con un muy buen estado ecológico (0.5%). Las medidas correctoras propuestas para los ríos de la red hidrográfica del Júcar se centran en la mejora de las características hidromorfológicas y físico-químicas, y por tanto de las comunidades biológicas, con el propósito final de conseguir el mejor estado ecológico y químico posible para las aguas superficiales tal y como exige la DMA (Directiva Marco del Agua).

Palabras clave: estado ecológico, BMWP', macroinvertebrados, cuencas del Júcar.

ABSTRACT

The design of the Biological Network, based on the use of hydromorphological, physical, chemical, and biological indicators, allowed a diagnosis of the quality in 221 sampling points in 104 rivers of Júcar's Basin (Jucar, Turia, Mijares, Vinalopo, Palancia, Serpis and small basins) to be carried out during the year 2000 and to establish its ecological status. In this work the results obtained with the BMWP' index are presented. The rivers with a high ecological status are located in the high altitudes, so much of the main rivers as of the tributaries of first and second order. Most of the reference points (12.7%) are located at altitudes higher than 800 m. The rivers located at middle-altitudes (800-200 m) are very regulated and they present, in general, an ecological status between good and acceptable, with few reference points (6.8%). Last, the rivers located in lowlands (< 200 m) are, mostly, in a poor or bad ecological state, making it very difficult to find rivers in good ecological status and almost impossible to establish reference points with a high ecological status (0.5%). The correcting measures proposed for the rivers of the Júcar's Basin are centered in the improvement of the hydromorphological, physical, and chemical characteristics, and therefore of the biological communities, with the final purpose of achieving the highest ecological and chemical status possible for surface waters like the WFD (Water Framework Directive) demands.

Keywords: ecological status, BMWP', macroinvertebrates, Júcar's basins.

INTRODUCCIÓN

La necesidad de un gestión integrada de los recursos de agua en Europa ha sido la clave para el desarrollo a principios de los noventa de la Directiva Marco sobre el Agua que entró en vigor en Diciembre del año 2000 (D.O.C.E., 2000). La DMA pretende conseguir, entre sus

principales objetivos medioambientales, el mejor estado ecológico y estado químico posibles para las aguas superficiales, comprendiendo que existen alteraciones inevitables que se producen como consecuencia de las actividades humanas. Para definir el buen estado ecológico la directiva indica el proceso a seguir: realizar una tipología y una clasificación de las masas

de agua y definir unas condiciones de referencia para cada tipo ecológico. El establecimiento de las condiciones de referencia es el punto crucial de todo el proceso ya que son la base para los objetivos de protección del agua.

A la hora de establecer la calidad de los ecosistemas y para conseguir el buen estado ecológico se contemplan componentes tanto biológicos como abióticos. Dentro de los elementos o indicadores biológicos se encuentran la flora acuática (fitoplancton, macrófitos y fitobentos), invertebrados bentónicos y peces. De los indicadores hidromorfológicos se destaca el régimen hidrológico, la continuidad y las condiciones morfológicas y por último, de los elementos físico-químicos, los generales (temperatura, nutrientes, oxígeno, etc.) y los específicos.

En la DMA son los elementos biológicos los componentes principales en el sistema, considerándose a los hidromorfológicos y físico-químicos de apoyo. Para Müller (2002) esto significa que los elementos de apoyo deben ser considerados en el caso de que los elementos biológicos no se encuentren en un buen estado. Lo novedoso de la DMA es que por primera vez son los elementos biológicos la clave de los objetivos del sistema así como de la clasificación y, por lo tanto, del plan de gestión de dichos ecosistemas.

Conociendo las futuras directrices de la DMA, la Confederación Hidrográfica del Júcar planteó en su Plan Hidrológico del año 1998 el diseño de una red de control de la calidad de las aguas de los ríos con indicadores hidromorfológicos, físico-químicos y biológicos, que permitiera conocer el estado ecológico de los mismos. Esta red debía de ser complementaria a la red ICA (red integrada de calidad de aguas) que controla la calidad en función de los usos y de los objetivos de calidad prefijados. Los objetivos a alcanzar con la puesta en marcha de una red de control biológico fueron los siguientes: estudiar comparativamente las posibilidades de los distintos grupos biológicos propuestos como indicadores de la calidad del agua; establecer y contrastar una red de vigilancia mediante índices biológicos con el fin de contar con un instrumento de control integral de la evolución de la

calidad de las aguas de los cursos fluviales; elaborar un diagnóstico y propuestas de seguimiento y objetivos de calidad de las aguas utilizando el/los índices biológicos seleccionados, y proponer un conjunto de medidas de actuación para la corrección y recuperación de la calidad de las aguas con el fin de restituirla en relación con los usos posibles o con su función ecológica.

En España se han realizado importantes trabajos para la determinación del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en grandes cuencas fluviales, como es el caso de los estudios realizados en la cuenca del Duero (García de Jalón & González del Tánago, 1986), en el río del País Vasco (Rallo *et al.*, 1990, Gobierno Vasco, 1995) y en los ríos catalanes (Prat *et al.*, 2000a). Destacan los estudios sobre estado ecológico y regionalización realizados por la Confederación Hidrográfica del Ebro (C.H.E., 1998, 2002). En el ámbito geográfico de la red hidrográfica del Júcar los estudios de Pujante (1993) y Martínez-López *et al.* (1991, 1994, 1995, 1996) son los primeros en utilizar los macroinvertebrados y los índices biológicos para establecer la calidad del agua. No obstante, ha sido la Confederación Hidrográfica del Júcar la primera en diseñar una Red Biológica para el control de la calidad ecológica, teniendo en cuenta no solo macroinvertebrados, sino también macrófitos, diatomeas y peces (Martínez-Más *et al.*, 2002).

ÁREA DE ESTUDIO

La Cuenca del Júcar ocupa una extensión de 42.989 km², con una red fluvial que presenta una longitud total de cauces de primer orden de unos 10.200 km., siendo sus cauces principales el Júcar, Turia, Mijares, Serpis y Vinalopó. Para realizar el estudio se seleccionaron un total de 104 ríos en todo el ámbito geográfico de la Confederación Hidrográfica del Júcar, incluyendo los ríos principales y afluentes de primer y segundo orden. En total se inspeccionaron 246 posibles puntos de muestreo, descartándose 25 por falta de caudal o por su inaccesibilidad.

Aproximadamente el 70% de los puntos seleccionados coincidieron con puntos de control de la red ICA. En la figura 1 se representan dichos puntos de muestreo.

En la Tabla 1 se presenta un resumen sobre las cuencas estudiadas, número de ríos por cuenca y número de estaciones ubicadas tanto en el río principal como en los afluentes de primer y segundo orden. La tipología de los ríos se ha establecido en función del sistema A de la DMA, ya que es el sistema más fácil de manejar y se usa cuando las condiciones geomorfológicas son uniformes, como sucede en el área de

estudio que es básicamente calcárea. La tipificación se ha realizado en función de la superficie de cada una de las cuencas estudiadas y de la altitud de los tramos de los ríos estudiados.

METODOLOGÍA

El trabajo de campo se inició en el otoño del año 1999 y finalizó en el otoño del año 2000. Se dividió en cuatro campañas de muestreo: otoño 1999-invierno 2000, primavera 2000, verano 2000 y otoño 2000.

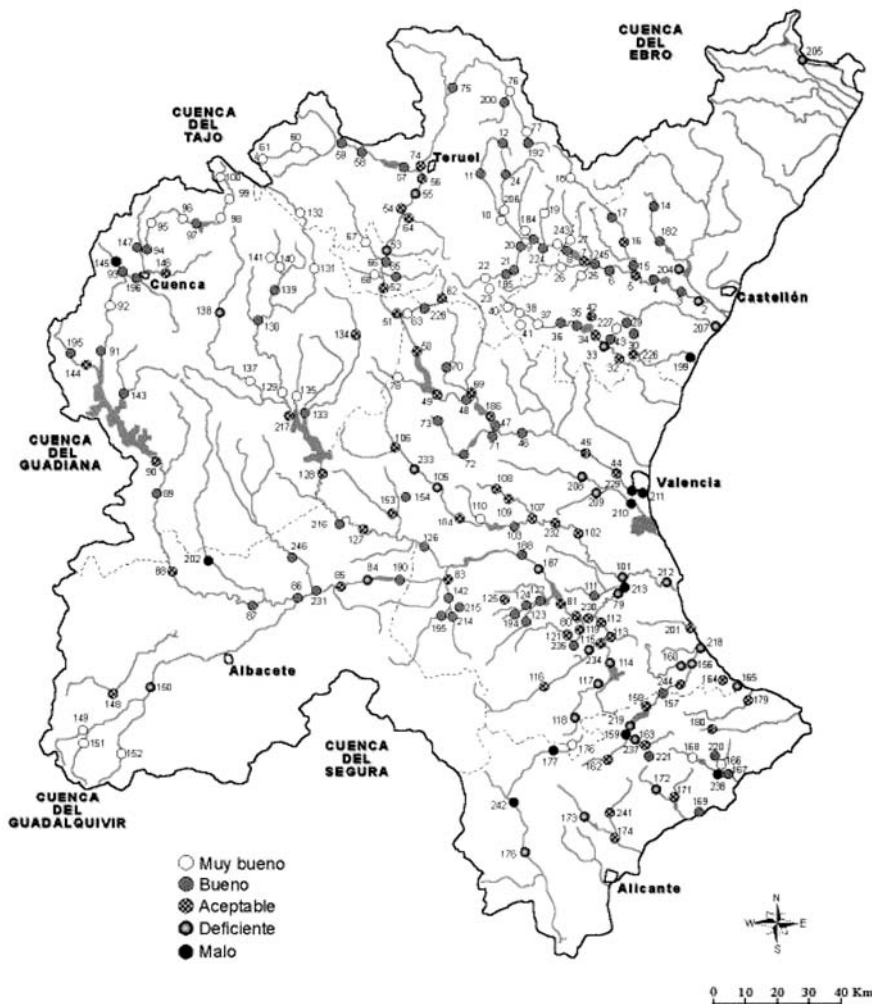


Figura 1. Mapa del área de estudio con la localización de las estaciones de muestreo y los resultados de calidad ecológica obtenidos en el año 2000. *Map of the studied area with the location of the sampling sites and the results of ecological quality obtained in the year 2000.*

Tabla 1. Cuencas estudiadas en función de la superficie de la cuenca (muy grande: >10 000 km²; grande: >1 000 a 10 000 km²; mediano: >100 a 1 000 km² y pequeño: 10 a 100 km²), con la indicación del número de ríos, número de estaciones de muestreo en el río principal y en los afluentes de primer y segundo orden y número de estaciones tipificadas en función de la altitud (alto: >800 m; altura media: 200 a 800 m y tierras bajas: >200 m). *Basins studied according to the basin area (very large: >10 000 km²; large: >1 000 to 10 000 km²; medium: >100 to 1 000 km² and small: 10 to 100 km²), with indication of the number of rivers, number of sampling sites in the main river and in the tributaries of first and second order, and number of sampling sites based on altitude (high: >800 m; mid-altitude: 200 to 800 m and lowland: >200 m).*

Cuenca Superficie (km ²)	Nº ríos	Nº estaciones	Nº estaciones por tramo			
			Alto	Medio	Bajo	
Cuencas muy grandes:						
Júcar 21579	43	P: A1: A2:	27 36 31	10 9 10	10 14 19	7 13 2
Cuencas grandes:						
Turia 6 393	12	P: A1: A2:	21 18 2	8 7 2	8 11	5
Mijares 4 028	16	P: A1: A2:	13 15 5	4 6 4	6 9	3 1
Vinalopó 1 622	1		4		3	1
Cuencas medianas:						
Palancia 911	6	P: A1: A2:	7 1 1	1	7 3 1	
Serpis 753	5	P: A1: A2:	7 1 1		4 3 1	3 1
Monnegre 487	2	P: A1:	1 2		1 1	1
Rambla del Poyo 479	3	P: A1:	1 2			1 2
Jalón 283	1	1		1		
Algar 216	3	P: A1:	1 4		2	1 2
Sella 205	2	P: A1:	1 1		1	1
Cenia 198	1	1		1		

Tabla 1. (Continuación.)

Girona 118	1		1		1
Belcaire 103	1	1		1	
Cuencas pequeñas:					
Veo 94	3	P: A1:	1 2	2	1
Jaraco 97	1		1		1
Bullens	1	1		1	
Racons	1	1		1	
Torres	1	1		1	
TOTALES	104	221	61	109	51

En cada una de las 221 estaciones seleccionadas y una vez elegido el tramo de estudio, se siguió el mismo protocolo de muestreo. En primer lugar se midieron los parámetros hidromorfológicos: caudal, velocidad, estructura y sustrato del lecho del río y estructura de la zona ribereña con las metodologías estandarizadas (Raven *et al.*, 1998) y los parámetros físico-químicos: temperatura, oxígeno disuelto, conductividad y pH con sonda multiparamétrica (APHA, AWWA, 1995). En segundo lugar se procedió a la toma de muestras biológicas, cuyas metodologías se detallan en un trabajo anterior (Martínez-Mas *et al.*, 2002).

El muestreo de macroinvertebrados se realizó con una red de mano (200 μ m) durante 3 minutos de forma estandarizada, complementado con recolección directa. Tanto la toma de muestras como la separación de las mismas se realizó siguiendo los procedimientos descritos en Lozano-Quilis *et al.* (2001).

Para determinar la calidad del agua en todos los puntos se calculó el índice BMWP' teniendo

en cuenta las correcciones realizadas por Alba-Tercedor & Pujante (2000).

RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan los resultados obtenidos para la tipificación por superficie y por altitud de los ríos estudiados. En cuanto a la superficie: el 42.5% de estaciones de muestreo se situaron en una cuenca muy grande (Júcar), el 35.3% en cuencas grandes (Turia, Mijares y Vinalopó), el 18.6% en cuencas medianas (Palancia, Serpis, etc.) y el 3.2% en cuencas pequeñas (Veo, Jaraco, etc.). Por lo que respecta a la altitud: el 27.6% se ubicaron en el tramo alto, el 49.3% en el tramo medio y el 23.1% en el tramo bajo.

En un trabajo anterior se presentan los resultados parciales de los diferentes taxones hallados en el área de estudio y de los diferentes indicadores utilizados para evaluar la calidad del agua (Martínez-Mas *et al.*, 2002). Como

Tabla 2. Grupos biológicos estudiados y número de taxones determinado. *Studied biological groups and total number of taxa.*

Grupo biológico		Nº de taxones
Algas		45
Musgos		25
Hepáticas		6
Plantas sumergidas o flotantes		10
Plantas hidrófilas		26
Plantas higrófitas		16
Macrófitos total		128
Diatomeas total		266
Turbelarios		4
Anélidos		14
Moluscos		19
Crustáceos		9
Insectos:		
Efemerópteros		36
Plecópteros		41
Tricópteros		75
Odonatos		50
Coleopteros		78
Dípteros		46
Heteropteros		16
Megalópteros		1
Ácaros		1
Macroinvertebrados total		390
Peces total		18

resumen de dichos resultados la tabla 2 nos indica el número de taxones obtenido en cada grupo biológico estudiado

En este trabajo nos vamos a centrar en el diagnóstico de la calidad de los ríos estudiados mediante el uso del índice BMWP'. Las gráficas se han confeccionado con el valor medio y la desviación estándar obtenida en las cuatro campañas de muestreo durante el año 2000 para los ríos con más de tres puntos de muestreo. Estos resultados nos han permitido establecer una primera clasificación ecológica (Fig. 1): 44 estaciones con un estado muy bueno, 75 estaciones con estado bueno, 60 estaciones con

estado aceptable, 33 estaciones con estado deficiente y 9 estaciones con estado malo.

Cuenca del río Mijares

En la figura 2A se presentan los resultados para el río Mijares: en el tramo alto, desde Cedrillas hasta Albentosa, se obtuvo una buena calidad, observándose una gran variación del BMWP' en la estación 11 debida a los vertidos discontinuos procedentes del matadero de Formiche Alto (est. 11); en el tramo medio, desde San Agustín hasta Vallat, el río mantuvo una buena calidad, únicamente en las estaciones situadas muy próximas a la presa de Arenós en Montanejos (est. 7) o en la cola del embalse de Vallat (est. 5), se observó el impacto que produ-

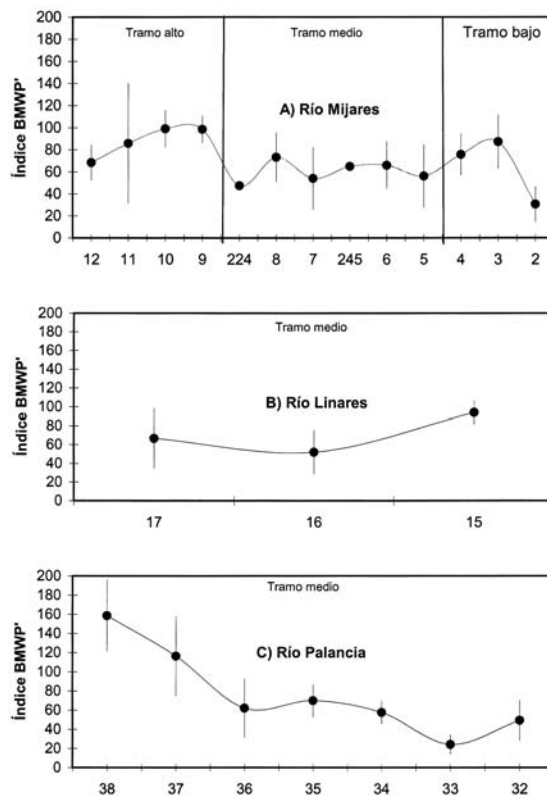


Figura 2. Variación de la calidad ecológica según el índice BMWP' en el año 2000: A) Río Mijares; B) Río Lucena; C) Río Palancia. *Variation of the ecological quality according to the BMWP' index in the year 2000: A) Mijares River; B) Lucena River; C) Palancia River.*

cen dichos embalses, disminuyendo la calidad en el tramo, principalmente por las alteraciones del régimen hidrológico y por los cambios en la composición del sustrato; en el tramo bajo, desde Ribesalbes hasta Villareal, el río mantiene una calidad aceptable, si bien a partir del azud de Villareal (est. 2), empeoró ostensiblemente, debido a la presencia de vertidos de diversa índole.

En el río Linares-Villahermosa (Fig. 2B) los valores del BMWP' fueron mucho más variables en las estaciones 17 (Villahermosa del Río) y 16 (Castillo de Villamalefa), que en el tramo final (est. 15: Vallat) donde presentó siempre un buen estado.

El resto de afluentes del río Mijares presentan un estado muy bueno o bueno, destacando que alguno de estos afluentes constituye el último refugio de las poblaciones de cangrejo autóctono (*Austropotamobius pallipes*) de la cuenca del Mijares. Hay que señalar el deficiente estado del barranco de Regatell (est. 204) dado que el caudal circulante procede de los vertidos del polígono industrial de L'Alcora.

Cuenca del río Palancia

En el río Palancia las estaciones estudiadas se situaron en el tramo medio, desde la población de Bejís hasta Sot de Ferrer (Fig. 2C). La ausencia de estaciones en el tramo alto se debió a causas naturales (sequía prolongada) y en el tramo bajo por la canalización del río. El río presentó buena calidad en la cabecera, aunque con valores del BMWP' muy variables. A partir de la población de Viver (est. 36) el caudal fue muy fluctuante a lo largo del año, debido a las detracciones de agua efectuadas para riego, lo que determinó una disminución de su calidad. Aguas abajo del embalse del Regajo la calidad empeora, volviendo a fluctuar en Sot de Ferrer (est. 32).

Los cinco afluentes del río Palancia estudiados presentaron un estado muy bueno o bueno, destacando el barranco del Resinero, con unas condiciones de ribera excelentes. El peor valor del BMWP' se obtuvo en la rambla de Gaibiel (est. 42) con grandes fluctuaciones de caudal.

Cuenca del río Turia

En la figura 3A se presentan los resultados para el río Turia. En el tramo alto, desde Guadalaviar hasta Villel, encontramos grandes variaciones de calidad: las estaciones 61 (Guadalaviar) y 60 (Tramacastilla) con muy buen estado, las siguientes con buen estado, si bien con una gran variación del BMWP' en la estación 58 (Gea de Albarracín), afectada por la extracción de áridos que se realiza en el cauce, y por último, las situadas aguas arriba y aguas abajo de Teruel (est. 56, 55 y 54) que presentaron una calidad entre aceptable y deficiente. En esta última zona del tramo se reciben mayor número de vertidos procedentes de la población de Teruel y de las industrias próximas.

Desde el inicio del tramo medio en Torrebaja (est. 53) hasta el embalse de Benagéber (est. 50), la calidad continúa siendo deficiente, además de la presencia de vertidos urbanos sin depurar de alguna de las poblaciones del Rincón de Ademúz, se observó un gran aumento de los sólidos en suspensión, debido a la naturaleza de los terrenos atravesados. Los embalses de Benagéber y Loriguilla que actúan como enormes depuradoras consiguen que aguas abajo el río mejore su calidad llegando a ser buena en Chulilla (est. 47).

En el tramo bajo, desde Pedralba hasta Valencia, el río va progresivamente empeorando y a partir de la población de Manises (est. 44) recibe vertidos de todo tipo (urbanos, agrícolas e industriales) lo que determinan su mal estado.

Todas las estaciones del río Alfambra se sitúan en el tramo alto (Fig. 3B), en general el río presenta un estado muy bueno que empeora a partir de Orrios (est. 75).

En el río Arcos (Fig. 3C) la alta mineralización de las aguas y a la presencia de dos piscifactorías deterioran la calidad del agua en el tramo de cabecera, aguas abajo el río mejora progresivamente su calidad.

Todo el río Sot o Reatillo (Fig. 3D) se encuentra situado en el tramo medio y presentó una buena calidad, aunque con valores muy fluctuantes del índice BMWP' dependiendo de la época del año.

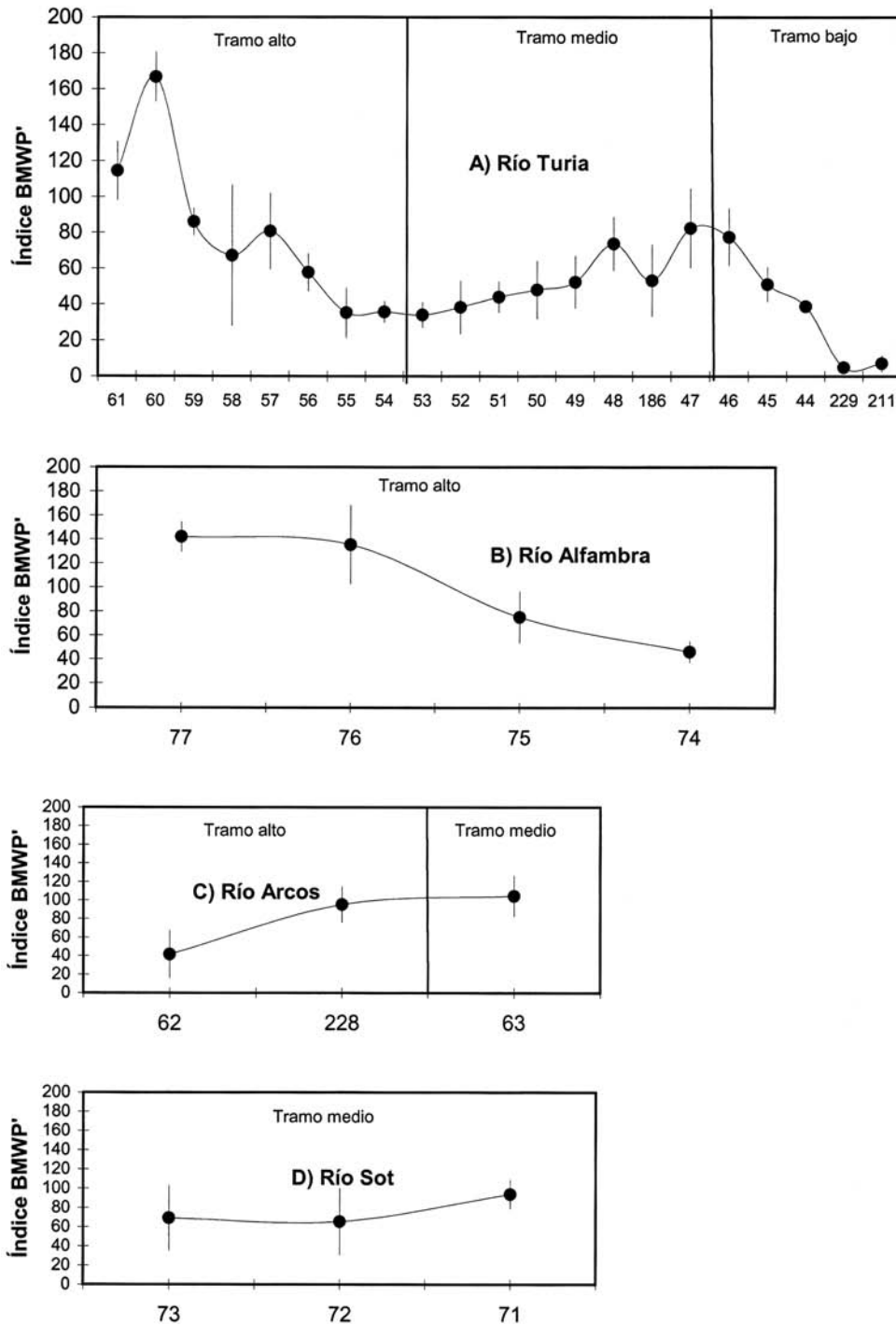


Figura 3. Variación de la calidad ecológica según el índice BMWP' en el año 2000: A) río Turia; B) río Alfambra; C) Río Arcos; D) Río Sot. *Variation of the ecological quality according to the BMWP' index in the year 2000: A) Turia River; B) Alfambra River; C) Arcos River; D) Sot River.*

Cuenca del río Júcar

En la figura 4A se presentan los resultados para el río Júcar: en el tramo alto, desde Tragacete hasta la Parra de las Vegas, el índice BMWP'

señala un estado muy bueno en seis estaciones y un buen estado en cuatro estaciones. Como impactos más destacables cabe señalar la presencia del embalse de la Toba que determinó que la calidad encontrada en Uña (est. 97)

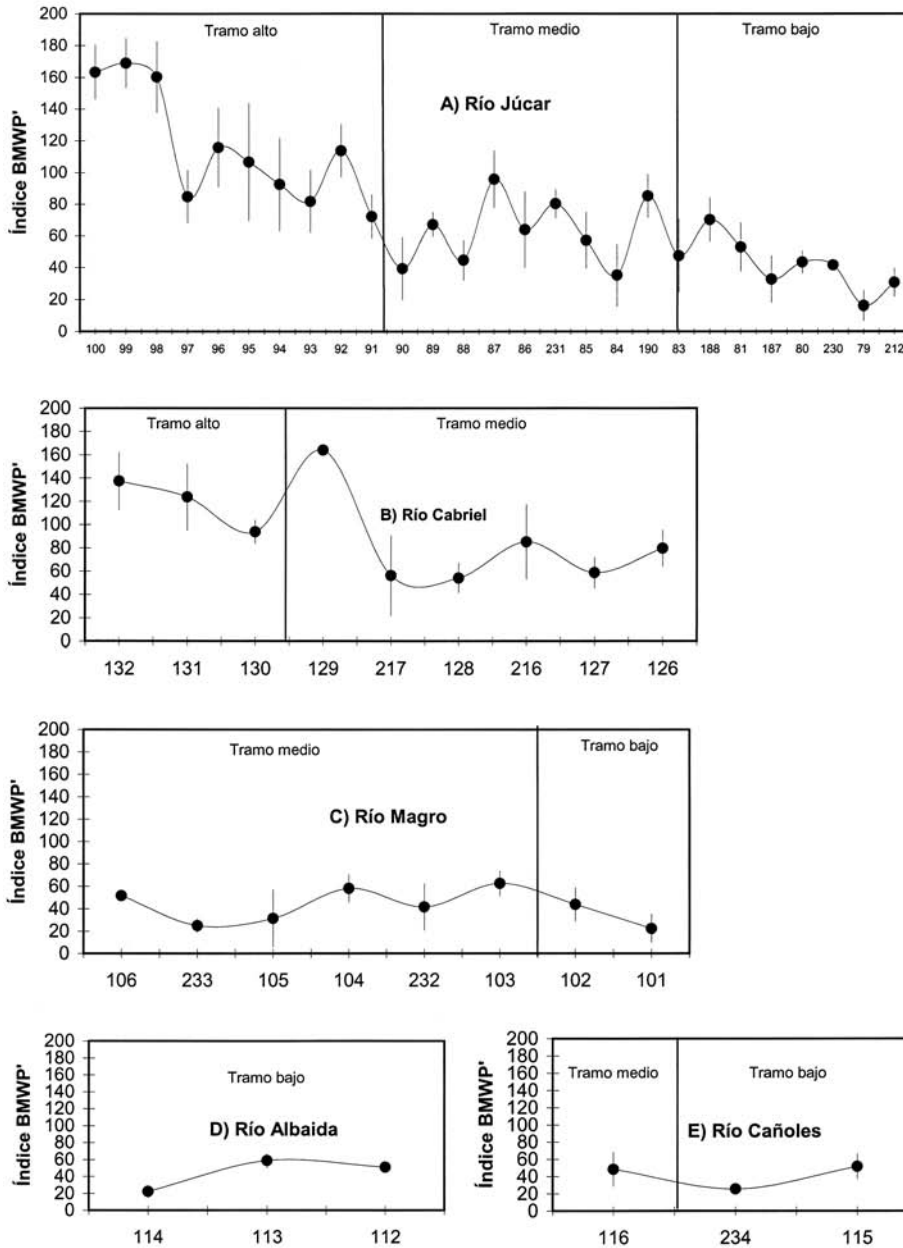


Figura 4. Variación de la calidad ecológica según el índice BMWP' en el año 2000: A) Río Júcar; B) Río Cabriel; C) Río Magro; D) Río Albaida. E) Río Cañoles. *Variation of the ecological quality according to the BMWP' index in the year 2000: A) Júcar River; B) Cabriel River; C) Magro River; D) Albaida River; E) Cañoles River.*

descendiera con respecto a la de cabecera. Posteriormente la calidad del río fluctuó entre muy buena y buena, y se mantuvo hasta su llegada a la ciudad de Cuenca (est. 93).

En el tramo medio, desde Alarcón hasta Cofrentes, el río presentó una calidad más fluctuante, de buena a aceptable, tanto desde el punto de vista físico-químico como biológico, y no se alcanzó en ningún punto el estado muy bueno. La estación situada en la cola del embalse del Molinar (est. 84) fue la que presentó un estado deficiente debido a la falta de sustratos y a las fluctuaciones de caudal.

En el tramo bajo, desde Cortés de Pallás hasta Cullera, el río Júcar se ve sometido a una fuerte regulación (Cortés II, Tous). Hay que destacar el punto situado entre los embalses de Cortes y Tous (est. 188) como el mejor de dicho tramo ya que presentó una calidad buena. Aguas abajo se estaban realizando las obras de la nueva presa de Millars por lo que el punto situado en esta zona (est. 187) presentó un estado deficiente. Desde la presa de Tous (est. 81) hasta Villanueva de Castellón (est. 230) el río mantuvo una calidad aceptable que empeoró en las dos últimas estaciones desde Alcira (est. 79) hasta el azud de Cullera (est. 212), debido a los innumerables vertidos que recibe ya que se trata de un área densamente poblada (Carcaixent, Alzira, Algemés, Sueca, Cullera) y con gran actividad industrial y agrícola.

En el tramo alto del río Cabriel (Fig. 4B), desde Alcalá de la Selva hasta Pajaroncillo, se presentó una calidad muy buena o buena. El inicio del tramo medio (est. 129) presentó un estado muy bueno que disminuyó aguas abajo debido a la presencia de los embalses de Enguídanos (est. 217) y de Contreras (est. 128). En las tres últimas estaciones se observó una buena calidad la mayor parte del tiempo, con un ligero descenso en la estación situada en Villatoya (est. 127). De los afluentes del río Cabriel destacan los resultados de mala calidad obtenidos en el río Guadazaón (est. 138) si bien se observó una muy baja diversidad de macroinvertebrados que contrastaba con la presencia de especies indicadoras de buena calidad como plecópteros

(*Leuctra fusca*) y efemerópteros (*Paraleptophlebia submarginata*).

En la figura 4C se presentan los resultados para el río Magro. Dicho río ha sido, durante décadas, uno de los ríos más contaminados del área de estudio, no obstante se observó que en la mayoría del recorrido el río mantuvo una calidad aceptable. Los puntos con calidad deficiente se situaron en San Antonio (est. 233) y Algemés (est. 103), puntos en los que han entrado en funcionamiento las nuevas depuradoras.

Los resultados para el río Albaida (Fig. 4D) indican un deficiente estado aguas arriba del embalse de Bellús (est. 114), que mejora aguas abajo llegando a una calidad aceptable. Cabe señalar los problemas de caudal en Villanueva de Castellón (est. 112). En el río Cárcoles los valores del BMWP' casi nunca alcanzaron una buena calidad (Fig. 4E).

En el río Verde se situaron dos estaciones de muestreo (Fig 1: est. 111 y est. 213). En su tramo inicial, cerca de Massalvés (est. 111) el río, pese a ser dividido en numerosas acequias para riego, presentó un estado muy bueno. En su tramo final, antes de su llegada a Algemés (est. 213) y de la confluencia con el río Júcar, el río presentó una mala calidad debido a que recibe los vertidos procedentes de diversas industrias, principalmente papeleras.

Cuenca del río Serpis

En la figura 5 A se presentan los resultados para el río Serpis. El tramo medio se situó, desde Cocentaina hasta Lorcha, y presentó mal estado por la presencia de numerosos vertidos procedentes de las industrias textiles de la zona, que solo mejora aguas abajo del embalse de Beniarrés (est. 157).

En el tramo bajo del río Serpis, desde Villalonga hasta Gandía, la calidad fue aceptable en Villalonga (est. 244), para empeorar aguas abajo debido principalmente a las detracciones de agua a las que se ve sometido el río en Real de Gandía (est. 156) y a la entrada de agua marina cerca de la desembocadura en Gandía (est. 218).

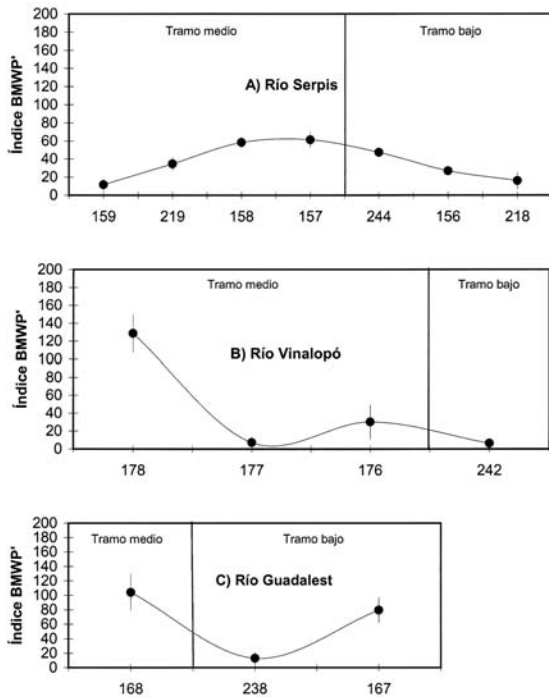


Figura 5. Variación de la calidad ecológica según el índice BMWP' en el año 2000: A) Río Serpis; B) Río Vinalopó; C) Río Guadalest. *Variation of the ecological quality according to the BMWP' index in the year 2000: A) Serpis River; B) Vinolopó River; C) Guadalest River.*

Cuenca del río Vinalopó

El río Vinalopó (Fig. 5 B) presentó un estado muy bueno en su cabecera en Bocairent (est. 178). Aguas abajo de la población de Bañeres el río recibe gran cantidad de vertidos, especialmente procedentes de la industria textil de la zona, que determinaron el paso a una calidad mala en Benejama (est. 177) y deficiente en Monóvar (est. 176). En el tramo bajo el río continúa su mal estado ya que recibe innumerables vertidos de grandes poblaciones como Sax, Elda, Novelda y Aspe, con una gran actividad industrial.

Cuenca del río Algar

El río Algar (est. 166) presentó un estado muy bueno de conservación. El río Guadalest (Fig. 5C) presenta buena calidad aguas arriba del

embalse de Guadalest (est. 168), posteriormente la calidad del río es mala, debido a la presencia de vertidos de todo tipo procedentes de Callosa d'En Sarriá. En el último punto situado en Altea (est. 167) el río recuperó el buen estado.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La DMA establece que para cada tramo de tipo de río tiene que identificarse el muy buen estado ecológico y ser descrito con respecto a sus propiedades hidromorfológicas, físico-químicas y biológicas. Si comparamos los resultados obtenidos con los peces y los macroinvertebrados obtenemos las mismas conclusiones que Lammert & Allan (1999), las poblaciones de peces presentaron pocos taxones y no están tan relacionadas con el hábitat como los macroinvertebrados. Por otro lado, siguiendo la opinión de Docampo (1995) las cartografías de calidad elaboradas con índices físico-químicos deben de ser tratadas con mucha prudencia en la gestión del agua y de los ríos, y deben ser contrastadas con las elaboradas con índices biológicos. Muñoz *et al.* (1988) indican que las comunidades de diatomeas responden a los cambios específicos en la calidad del agua variando las proporciones relativas de algunas especies y no la composición de la comunidad. Desde el punto de vista del seguimiento de la calidad de los ríos, los autores indican que una vez se conocen las especies más abundantes de cada estación solo es necesario controlar sus abundancias relativas para seguir los cambios de calidad, el problema estriba en conocer bien las especies del área de estudio. También señalan que los macroinvertebrados se muestran más sensibles a los cambios de tipo físico. En cuanto a las riberas, han sido sometidas a un nivel de antropización considerable como ya señalaron Martínez-López *et al.* (1996) con una sustitución de los bosques de ribera por cultivos. También los resultados observados se parecen mucho a los encontrados por Munné *et al.* (1998) donde muy pocos ríos conservan su ribera con un estado próximo al natural.

Es indudable la importancia de la utilización de los macroinvertebrados para el establecimiento de las ecoregiones y de los puntos de referencia (Reynoldson *et al.*, 1997, Marchant *et al.*, 2000). De los índices de macroinvertebrados se ha considerado el BMWP' más adecuado ya que recoge tres de las características: taxonomía, diversidad y sensibilidad a la perturbación, que demanda la DMA (Prat *et al.*, 2000b). Por otro lado Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor (1996) indican que la clasificación que proporciona el BMWP' está muy relacionada con la clasificación ecológica, en lo que se refiere a la calidad del agua y a la tolerancia de las familias de macroinvertebrados a la contaminación, además de ser un índice que se ve menos afectado por la estacionalidad (Zamora-Muñoz *et al.*, 1995).

En este estudio, las 44 estaciones que presentaron muy buen estado, pueden ser consideradas como posibles puntos de referencia. Si tenemos en cuenta su ubicación dentro del río se han situado de la siguiente manera: 28 en tramos altos, lo que supone un 12.7% del total de estaciones, 15 en tramos medios (6.8%) y tan solo una en tramos bajos (0.5%).

Los análisis estadísticos realizados de componentes principales y correspondencias canónicas, cuyos resultados se expusieron en parte en un trabajo anterior (Martínez-Mas *et al.*, 2002) mostraron una alta correlación entre la altitud y los valores más altos del BMWP'. También se observó, como en el caso de los ríos de Vizcaya (Bargos *et al.*, 1990), la formación de tres grandes grupos de taxones de macroinvertebrados, que pueden interpretarse en términos ecológicos como representativos de los tramos de cabecera no contaminados, de los tramos medios con una eutrofia moderada y de los tramos bajos muy contaminados.

En el caso de los tramos altos el establecer las condiciones de referencia no es difícil ya que es donde se han situado el mayor número de estaciones con muy buen estado, destacando especialmente el tramo alto del río Júcar. En los tramos medios los puntos con muy buen estado disminuyen, ya que estos tramos se encuentran muy regulados por la presencia de embalses, no

obstante todavía se pueden establecer algunos puntos de referencia en alguno de los ríos estudiados (Palancia, Cabriel). En los tramos bajos resulta casi imposible encontrar puntos de referencia, debido al mal estado de la mayoría de los mismos. La dificultad de encontrar tramos bajos de ríos con un estado ecológico muy bueno en el área mediterránea, es uno de los problemas señalado con anterioridad (Alba-Tercedor *et al.*, 1992). En los casos donde sea imposible establecer los tipos específicos de las condiciones de referencia con los indicadores actuales, la DMA aconseja recurrir a modelos predictivos tipo RIVPACS (Alba-Tercedor & Pujante, 2000), datos históricos y en última instancia a las opiniones de los expertos.

En el área de estudio son las actividades humanas las que más afectan la calidad ecológica de los ríos (Pérez-Murciano, 2001), estas actividades quedarían resumidas según Karr (1999) en: uso del suelo (ciudades, granjas, talas, pastoreo, presas), vertidos, abstracción de agua, desembalses, piscifactorías deportivas y comerciales e introducción de especies alóctonas. Estas actividades afectan a cinco factores esenciales de los ríos: régimen, estructura física del hábitat, calidad del agua, fuente de energía e interacciones biológicas, alterando tanto las condiciones geofísicas como las biológicas. No obstante hay que considerar las condiciones climáticas y ecológicas del área mediterránea que determinan que los ríos se sequen en algunos tramos durante el verano como una parte natural de su ciclo ecológico y debe de reflejarse en la definición de buen estado ecológico (Olsen, 2001).

Prat (1998) señala que la problemática de los ríos españoles es variada, aunque resalta que es importante no destruir el río con canalizaciones, derivaciones o la construcción de embalses, además de la sobreexplotación de los acuíferos. Respecto a la contaminación, no todo se soluciona con la depuración ya que es mucho más importante la dilución para que exista una recuperación del río. Uno de los principales objetivos es el mantenimiento de un caudal ecológico mínimo que asegure la permanencia de agua en los cauces. En este sentido el Plan Hidrológico

de Cuenca del Júcar en su Artículo 18 (BOE nº 191, 11/8/98) considera como caudal ecológico o medioambiental la disponibilidad de caudales que permitan el mantenimiento y la recuperación de los ecosistemas propios de cada tramo de río. Para cauces permanentes el caudal medioambiental mínimo no superará el caudal natural del río con un límite superior a 1 m³/s.

En general se puede hablar de medidas correctoras relacionadas con los parámetros hidromorfológicos, los parámetros físico-químicos y los parámetros biológicos. Rallo *et al.* (1990) recomiendan una serie de medidas tanto para la restauración de las condiciones hidromorfológicas de los cauces, como la mejora físico-química del agua. La mejora de la calidad ecológica de muchos de los ríos estudiados, en los que la falta de colectores y depuradoras determinan su mal estado, se subsanará con la puesta en marcha del II Plan Director de Saneamiento de la Comunidad Valenciana, así como los planes de saneamiento de otras Comunidades Autónomas.

En los ríos que han estado contaminados durante muchos años, como el Magro, Serpis, Albaida, Valdemembra, tramo final del Turia, se ha generado un grave problema por la desaparición de los sustratos naturales de los ríos y la acumulación de lodos y cienos muy tóxicos. En la actualidad, la Confederación Hidrográfica del Júcar lleva a cabo estudios experimentales que permitan mejorar la calidad ecológica de dichos ríos, mediante la eliminación de lodos y cienos por la inyección de organismos.

Cabe señalar la importancia de la restauración de la vegetación de ribera que permita la protección contra la erosión en los márgenes de los ríos (González del Tánago & García de Jalón, 1998). En este sentido la Confederación Hidrográfica del Júcar esta realizando un estudio sobre la restauración del tramo bajo del Júcar.

Por lo que respecta a la reintroducción de especies autóctonas que hayan desaparecido, la Conselleria de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana tiene en la actualidad un programa de reintroducción de cangrejo autóctono en ríos valencianos, y la Consejería de Castilla la Mancha

efectúa también repoblaciones de cangrejo autóctono en ríos de la provincia de Cuenca.

Según la DMA los programas de control de los organismos de cuenca han de optimizar los recursos de manera que no todos los elementos de calidad y los parámetros químicos tengan que ser muestreados cada año en cada estación, intentando encontrar un equilibrio entre el coste y la efectividad. Los programas de control operacionales deben de utilizar parámetros indicativos de los elementos de calidad y de los elementos más sensibles a la presión o presiones a los cuales las masas de agua se ven sometidas. En este estudio se comprueba como los macroinvertebrados y el índice BMWP' son una herramienta muy útil para establecer el estado ecológico de los ríos de la Cuenca Hidrográfica del Júcar, y deben de ser considerados como elementos clave a la hora de establecer las futuras redes de control que demanda la DMA.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBA-TERCEDOR, J., G. GONZÁLEZ & M. A. PUIG. 1992. Present level of knowledge regarding fluvial macroinvertebrate in Spain. *Limnetica*, 8: 231-234.
- ALBA-TERCEDOR, J. & A. M. PUJANTE. 2000. Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach. In: *Assessing the biological quality of fresh waters, RIVPACS and other techniques*. J. F. Wright, W. Sutcliffe y M.T. Furse (eds): 207-216. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK.
- APHA, AWWA, WPCF. 1995. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. Ed. 19, 2: 43-59, 4: 65-96. American Public Health Association.
- BARGOS, T., J. M. MESANZA, A. BASAGUREN & E. ORIVE. 1990. Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water courses of Biscay. *Water Research*, 24(1): 1-10.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. 1998. *Estudio de la Calidad Ecológica Integral del Río Ebro*. www.oph.chebro.es.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. 1998. *Delimitación de las regiones ecológicas de la cuenca del Ebro*. www.oph.chebro.es.

- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. 2000. *Estudio de la Calidad Ecológica Integral de la Cuenca del río Cinca*. www.oph.chebro.es.
- DOCAMPO, L. 1995. Calidad ecológica del agua. Comparación de índice fisicoquímico de Prati con el índice "E" del estado ambiental de los ríos. *Tecnología del agua*, 144: 85-97.
- D.O.C.E. 2000. *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*. DOCE L 327 de 22.12.00, p.1-69.
- GARCÍA DE JALÓN, D. y M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO. 1986. Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la Cuenca del Duero. *ICONA Monogr.*, 45: 1-244.
- GOBIERNO VASCO. 1995. *Red de vigilancia de la calidad de las aguas y del estado ambiental de los ríos de la C.A.P.V.* Dpto. de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente. Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Vitoria. 178 pp.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. y D. GARCÍA DE JALÓN. 1998. *Restauración de Ríos y Riberas*. Mundi-Prensa. Madrid. 319 pp.
- KARR, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41: 221-234.
- LAMMERT, M. & J. D. ALLAN. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23(2): 257-270.
- LOZANO-QUILIS, M. A., A. PUJANTE y F. MARTÍNEZ-LÓPEZ. 2001. Macroinvertebrados y calidad de las aguas de algunos ríos de la provincia de Valencia (España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 96 (3-4): 151-164.
- MARCHANT, R., F. WELLS & P. NEWALL. 2000. Assessment of an ecoregion approach for classifying macroinvertebrates assemblages. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19(3): 497-500.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, F., A. M. PUJANTE y M. J. GIL y G. TAPIA. 1991. Macroinvertebrados y calidad de aguas del río Guadalaviar y cuenca del río Mijares (Teruel). *Teruel*, 82(1): 117-160.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, F., A. M. PUJANTE, V. RIBARROCHA y G. TAPIA. 1994. Macroinvertebrados y calidad de las aguas de la red fluvial de la provincia de Valencia. *Ecología*, 8: 23-62.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, F., A. M. PUJANTE, V. RIBARROCHA y G. TAPIA. 1995. Macroinvertebrados y calidad de las aguas de la red fluvial de la provincia de Castellón. *Ecología*, 9: 71-108.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, F., A. M. PUJANTE y V. RIBARROCHA. 1996. Macroinvertebrados, comunidades vegetales y calidad de aguas de la cuenca del río Palancia (Castellón, Valencia, España). *Ecología*, 10:113-135.
- MARTÍNEZ-MAS, J. F., E. CORRECHER, A. PIÑÓN, M.A. MARTÍNEZ-MURO y A. M. PUJANTE. 2002. El diseño de la Red Biológica en la Cuenca del Júcar. *Tecnología del agua*, 225: 26-35.
- MÜLLER, S. 2002. Ecological classification of rivers according to the Water Framework Directive. *Proceedings 8th Technical Review-EurAqua. Good ecological status: reference conditions for surface waters*, Helsinki, Finlandia: 13-20.
- MUNNÉ, A., C. SOLÀ y N. PRAT. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- MUÑOZ, I., A. PICÓN, S. SABATER y J. ARMEN-GOL. 1998. La calidad del agua del río Ter a partir del uso de índices biológicos. *Tecnología del agua*, 175: 60-67.
- OLSEN, A. M. 2001. The new water framework directive for the European Union-main principles and obligations- prospects for a sustainable water policy for the coming decades. *II Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas*, Zaragoza. 1-11.
- PÉREZ-MURCIANO, S. 2001. *Estudio del impacto producido por embalses, piscifactorías y depuradoras en la calidad biológica de los ríos Turia, Ebrón y Cabriel (Valencia)*. Tesis Doctoral; Universitat de València, 176 pp.
- PRAT, N. 1998. Estado Ecológico de los ecosistemas acuáticos en España. *II Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación de Aguas*, Zaragoza. 45-62.
- PRAT, N., A. MUNNÉ, M. RIERADEVALL y N. BONADA. 2000a. La determinación del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en España. In: *La aplicación de la Directiva Marco del Agua en España: Retos y Oportunidades*. A. Fabra & A. Barreira (eds). 47-82. Instituto Internacional de Derecho y Medio Ambiente.
- PRAT, N., A. MUNNÉ, C. SOLÀ, R. CASANOVAS, M. VILA, N. BONADA, J. JUBANY, M. MIRALLES, M. PLANS y M. RIERADEVALL. 2000b.

- La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Estudis de la qualitat ecològica dels rius 10.* Area Medi Ambient, Diputació de Barcelona. 163 pp.
- PUJANTE, A. 1993. *Macroinvertebrados y calidad de aguas de los ríos de la Comunidad Valenciana.* Tesis Doctoral. Universitat de València. 239 pp.
- RALLO, A., B. GARCÍA DE BIKUÑA, E. RICO y M. SEVILLANO. 1990. *Caracterización hidrobiológica de la red fluvial de Álava y Guipúzcoa. Informe científico.* Gobierno Vasco, Universidad del País Vasco, 70 pp.
- RAVEN, P. J., N. T. H. HOLMES, F. H. DAWSON, P. J. A. FOX, M. EVERARD, I. R. FOZZARD & K. J. ROWEN. 1998. *River Habitat Quality: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man.* Environmental Agency. Bristol, England.
- REYNOLDSON, T. B., R. H. NORRIS, V. H. RESH, K. E. DAY & D. M. ROSENBERG. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benth. Soc.*, 16(4): 833-852.
- ZAMORA-MUÑOZ, C. & J. ALBA-TERCEDOR. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J. N. Am. Benth. Soc.*, 15(3): 332-352.
- ZAMORA-MUÑOZ, C., E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA & J. ALBA-TERCEDOR. 1995. Are biological indices BMWP' and ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Water Research*, 29(1): 285-290.

