

DETERMINACION DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN ONCE ARROYOS DE LA CUENCA DEL RIO CABRIEL*

M. I. DOMÍNGUEZ¹, F. MARTÍNEZ LÓPEZ¹ Y A. PUJANTE¹

RESUMEN

Durante el año 1995 y en dos campañas de muestreo correspondientes a los meses de primavera-verano y otoño-invierno, se realizó un estudio de 11 arroyos pertenecientes a la vertiente valenciana de la cuenca del río Cabriel. El objetivo de dicho estudio fue la determinación de la calidad del agua en dichos reotopos, mediante el análisis de parámetros tanto físico-químicos como biológicos. Se tuvieron en cuenta 15 variables físico-químicas y se determinaron un total de 205 taxones de macroinvertebrados acuáticos, analizándose la estructura de las diferentes comunidades, su diversidad y sus relaciones tróficas. Por último, se calculó el índice de calidad BMWP¹. Los resultados reflejan una calidad aceptable de las aguas del área de estudio, si bien, la naturaleza yesífera de los terrenos subyacentes, confiere un carácter altamente salino a algunos de estos arroyos.

Palabras clave: Calidad del agua, Macroinvertebrados, Índice de calidad, Arroyos, BMWP¹, ASPT¹.

1. INTRODUCCION

Diversos autores han desarrollado sus trabajos en torno a los pequeños cursos de agua, principalmente en arroyos de cabecera y en áreas de montaña (SUTCLIFFE Y CARRICK, 1973; FURSE *et al.*, 1991; GRIFFITH *et al.*, 1994). Los emisarios de fuentes han recibido también una atención especial (NOEL, 1954; MINCKLEY, 1963; MINSHALL, 1967, 1968; THORUP, 1970). En este sentido, cabe señalar que la zona de hypocrenon (parte de un arroyo que fluye directamente desde la fuente) es frecuentemente tratada, tanto en estudios de fuentes (TAPIA, 1996) como de arroyos (ILLIES Y BOTOSANEANU, 1963), habiéndose considerado también en el presente trabajo (estaciones: Ch-1 y H-1). Los estudios relacionados con estos cursos de agua incluyen, desde referencias a la ecología de especies o grupos concretos (RICHARD Y MINSHALL, 1988; BECKER, 1990) a investigaciones sobre su composición y riqueza faunísticas (MINSHALL, PETERSEN Y NIMZ, 1985; FURSE *et al.*, 1991).

En España, el estudio de estos particulares reotopos se ha desarrollado, a menudo, en el marco de trabajos referidos a cuencas fluviales completas (PUIG, 1984, GONZÁLEZ *et al.*, 1987, GALLARDO, 1991), con especial atención a los arroyos de montaña (AVILA I CASTELLS, 1984, FERRERAS-ROMERO Y TOJA, 1986, MONZÓN *et al.*, 1991). En el área mediterránea, las ramblas y barrancos constituyen una parte importante de los pequeños tributarios de la red fluvial, por lo que muchos de los trabajos versan sobre sus especiales características o sobre las adaptaciones de la fauna acuática a los prolongados períodos de sequía, alternados con fuertes avenidas, que en ellos se registran (AUBERT, 1963; ORTEGA, 1988; ORTEGA *et al.*, 1991; LOZANO-QUILIS *et al.*, 1996).

El objetivo del presente trabajo fue la determinación de la calidad de las aguas en once de estos reotopos, pertenecientes a la vertiente valenciana de la cuenca del río Cabriel. Con tal fin se analizaron los principales parámetros físico-químicos y se estudiaron las comunidades de macroinvertebrados acuáticos presentes, calculándose los índices bióticos BMWP¹ y ASPT¹ para los diferentes cauces. Se obtuvo así una categorización de éstos de acuerdo con las clases de calidad pro-

* Trabajo encuadrado en el proyecto GV-C-RN-115-96 de la Generalitat Valenciana.

¹ Departamento de Biología Animal. Facultad de Ciencias Biológicas. Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot, Valencia.

puestas por ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA (1988).

El estado ecológico de los medios acuáticos, también puede verse reflejado, sin embargo, en otra serie de parámetros relacionados con la estructura de las comunidades que los habitan. A lo largo de este trabajo se tratará de comparar y discutir los resultados obtenidos mediante algunos de estos parámetros con los derivados de la aplicación de los índices bióticos anteriormente mencionados. Los caracteres biológicos considerados, por su relevancia como indicadores de la calidad del agua, fueron: el índice de diversidad (SHANNON-WEAVER, 1963) y el índice trófico (GARCÍA DE JALÓN y GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1986). Estos últimos autores han incluido ambos índices entre los llamados «sinecológicos», puesto que son capaces de detectar los cambios en la estructura de las comunidades derivados de perturbaciones que afectan a su hábitar. Los índices bióticos como el BMWPI y ASPT¹, por el contrario, son considerados «autoecológicos», ya que consideran la presencia o ausencia de determinados taxones indicadores. Ambos autores señalan la conveniencia de tratar conjuntamente la información suministrada por los índices bióticos y los de diversidad, con el fin de revelar con fidelidad el estado biológico de las aguas.

2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Geología

Situada en el extremo más meridional de la Cordillera Ibérica, en las proximidades de la zona de transición entre esta última y la cadena Bética, el área de estudio se caracteriza geomorfológicamente por ser una zona llana, sin apenas relieves destacables, continuación de la altiplanicie de la Mancha. ROBLES (1987) la define dentro de la unidad estructural denominada «Llanura Manchega», SANCHÍS *et al.* (1989), la encuadran en la unidad fisiográfica del «Sector Ibérico Valenciano Meridional». En ambos casos se destaca el carácter de amplia llanura, apenas deformada aunque muy disecada por la instauración de la red fluvial.

La mayor parte de la zona la ocupa una gran cubeta rellena de sedimentos continentales ter-

ciarios, en cuyos extremos noroccidental y suroccidental afloran sedimentos del Jurásico-Cretácico y Triásico respectivamente.

El dominio Triásico se presenta, como en todo el ámbito de la Cordillera Ibérica, en facies Germánica. Las facies del tipo Keuper son las más abundantes, integrando la mayor parte de la mancha Triásica de la zona suroriental. Litológicamente es de destacar la presencia, en algunos niveles, de bancos de cierta potencia de yeso negro, rojo o blanco, que confieren a las aguas de esta zona un elevado contenido de sulfatos. La aparición de manantiales de carácter relativamente salino delata la presencia, en capas profundas, de una formación salina cuyo origen pudo ser el depósito en grandes lagos salados continentales (I.G.M.E., 1973).

Estos rasgos geológicos condicionan la hidrología del área de estudio, caracterizada por la escasez de fuentes de caudal abundante, y la mala calidad de sus aguas, generalmente de carácter salino y gran dureza. La reducida superficie de calizas mesozoicas aflorante, que actúan como áreas de infiltración y almacenamiento, la abundante presencia de materiales salinos del Keuper y el intenso drenaje natural al río Cabriel por medio de arroyos y barrancos, son los responsables de esta situación.

2.2. Clima

El área geográfica objeto del presente estudio, situada en el centro occidental de la provincia de Valencia, al sur-oeste de Requena, se encuadra plenamente en el prototipo de clima del «Sector Central Occidental» de Clavero. La zona, con predominio de tierras altas y llanas y relativamente alejada del Mediterráneo, presenta un grado de continentalidad máximo dentro de la Comunidad Valenciana, con valores comprendidos entre 28 y 32, según el índice de Gorczyński o, entre 26 y 30, según Conrad, frente a los 16 que, en ambos casos, caracterizan a las zonas costeras (PÉREZ-CUEVA, 1994). Las temperaturas traducen tal continentalidad y se reducen notablemente con respecto a las de la costa, aumentando la oscilación (amplitud térmica anual cercana a los 20 °C) y la formación de heladas invernales.

Las precipitaciones son escasas, con un promedio anual aproximado de 450 mm. Este hecho, unido

a las elevadas temperaturas registradas durante los meses de verano, condicionan el grado de aridez, situándolo, según el índice de Gaussen, entre los valores de 15 a 20 (en una escala cuyo rango va de 5 a 45 y donde los valores más bajos indican mayor aridez). El volumen pluviométrico anual se reparte de forma bastante regular a lo largo de todo el año, existiendo, en rasgos generales, un equilibrio entre las lluvias primaverales y otoñales. El periodo de sequía estival se ve aliviado por efecto de las tormentas, bastante frecuentes en esta zona durante el período de mayo a septiembre. Son estas tormentas las que hacen que, paradójicamente y en años particularmente secos como 1995, sean los meses veraniegos los que registran mayores precipitaciones.

2.3. Hidrología

La red hidrológica de la Comunidad Valenciana se caracteriza por su acusada irregularidad, fruto de un clima con prolongadas sequías estivales y lluvias de marcado carácter torrencial durante los meses de otoño. Un elemento fluvial típico de estas regiones mediterráneas son, por ello, las ramblas y barrancos: cursos de agua de carácter intermitente, que son alimentados, casi exclusivamente, por las precipitaciones.

En el presente trabajo se estudiaron once de estos reotopos, pertenecientes a la subcuenca del río Cabriel (Figura 1). A pesar de su denominación de ramblas o barrancos, la mayoría de ellos fueron seleccionados por presentar un caudal más o menos permanente, derivado de la presencia de fuentes y manantiales. De ahí que en el texto se opte, a menudo, por la denominación conjunta de arroyos, en sustitución de los vocablos rambla y barranco.

Entre todos los arroyos estudiados destaca, por sus mayores dimensiones, la rambla Albosa que, con una longitud de 27 km, atraviesa el área de estudio en dirección NO-SE. A ella desembocan las ramblas de La Bullana, La Alcantarilla y Los Morenos y los barrancos de El Boquerón y Varejo, constituyendo así, por sí misma, una verdadera cuenca de drenaje.

Los barrancos de El Tollo y Chirrichana y las ramblas de La Presilla y Las Salinas de Hórtola desembocan directamente en el río Cabriel. Esta

última, con un recorrido de unos 8 km, es la más caudalosa, recibiendo, en su nacimiento, las aguas de varias fuentes y arroyos (fte. de Hórtola, arroyos de los Alcóceres...), el resto, con un caudal muy reducido, pierde sus aguas por infiltración mucho antes de su desembocadura.

3. MATERIAL Y METODOS

3.1. Ubicación de las estaciones de muestreo

Para la ubicación de las estaciones de muestreo se utilizaron los mapas a escala 1:50000, de proyección U.T.M. del Servicio Cartográfico del Ejército (Hojas de Venta del Moro, Jalance y Requena).

Puesto que nuestro objetivo era realizar un estudio de carácter general dirigido al conocimiento de la calidad biológica global de las aguas de la zona, las estaciones se distribuyeron al azar o en lugares representativos de los diferentes tramos, siempre evitando los puntos directamente afectados por un problema o causa de alteración ajena a las condiciones naturales del lugar (GARCÍA DE JALÓN y GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1986). La escasa longitud de la mayor parte de los arroyos seleccionados, sobre todo en lo referente a los tramos con caudal superficial, determinó que se estableciera una única estación de muestreo en cada uno de ellos; únicamente en las ramblas Albosa, de los Morenos y de las Salinas de Hórtola pudieron situarse más estaciones.

En total se situaron 16 puntos de muestreo repartidos del siguiente modo: tres en la rambla Albosa, tres en la rambla de los Morenos, dos en la rambla de las Salinas de Hórtola, y uno en las ramblas de la Alcantarilla, La Bullana, la Presilla y los Duques, así como en los barrancos de Chirrichana, Varejo, el Boquerón y el Tollo (ver Tabla I). La toma de muestras se realizó durante el año 1995, a lo largo de dos campañas de muestreo: una correspondiente al periodo otoño-invierno entre los meses de enero y marzo y la otra de primavera-verano entre junio y julio.

3.2. Registro de datos ambientales y físico-químicos

En cada una de las estaciones de muestreo se consignaron aquellos datos morfológicos y ambien-

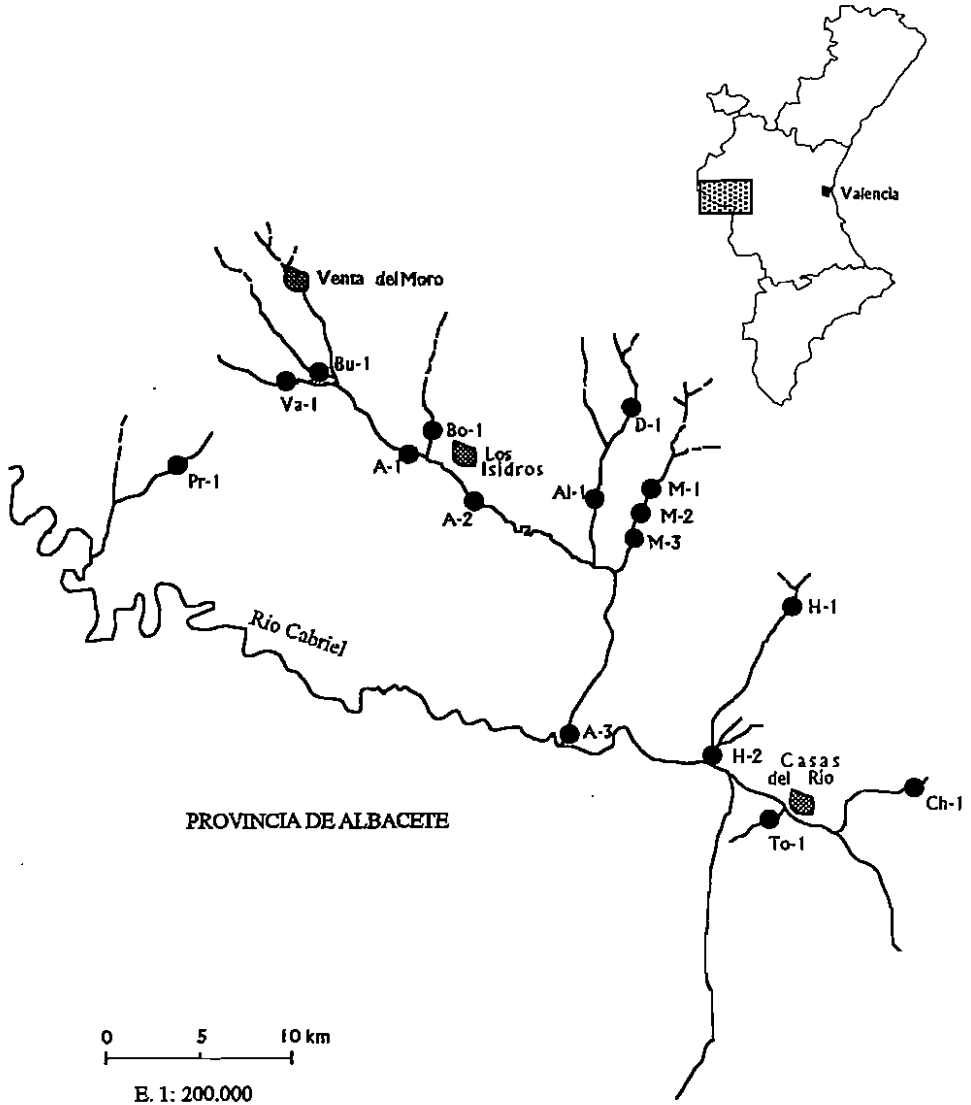


Fig. 1. Localización de las estaciones de muestreo. A: Albosa; Al: Alcantarilla; Bo: El Boquerón; Bu: La Bullana; Ch: Chirrichana; D: Los Duques; H: Hórtola; M: Morenos; Pr: La Presilla; To: El Tollo; Va: Varejo.

tales que, por condicionar el tipo de hábitat, son capaces de influir en la distribución de la fauna acuática. Se anotaron: la anchura y profundidad del curso de agua, velocidad de la corriente, tipo de sustrato, tipo de vegetación acuática, presencia de peces y otros vertebrados, uso del entorno y vertidos detectados.

Se midieron un total de 15 parámetros físico-químicos: La temperatura del agua, el pH, el oxígeno disuelto, la alcalinidad, la conductividad y el potencial Redox fueron determinados *in situ*. El resto de parámetros químicos (dureza total y de carbonatos, calcio, cloruros, nitratos, nitritos, amonio, sulfatos y fosfatos) fueron medidos en el

TABLA I
DESCRIPCION DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Estaciones	Siglas	Localización	Coordenadas U.T.M.	Latitud N	Longitud W	Altitud m	Dist. origen Km
Morenos 1	M-1	Los Duques	30SXJ545627	39°23'51",7	1°12'25",7	500	6
Morenos 2	M-2	Los Duques	30SXJ542620	39°23'34",13	1°12'33",10	500	6,5
Morenos 3	M-3	Los Duques	30SXJ540612	39°23'18",11	1°12'42",6	500	7
Albosa 1	A-1	Los Cojos	30SXJ459649	39°25'12",7	1°18'20",8	580	10
Albosa 2	A-2	Penen de Albosa	30SXJ485631	39°24'10",31	1°16'30",6	550	14
Albosa 3	A-3	Casas Caballero	30SXJ523546	39°19'34",6	1°13'59",9	380	26,5
Alcanzarilla	Al-1	Los Duques	30SXJ528643	39°24'47",12	1°13'34",6	530	2,5
El Boquerón	Bo-1	Los Cojos	30SXJ462653	39°25'30",0	1°18'06",6	590	5,5
La Bullana	Bu-1	Casas de Pradas	30SXJ426680	39°26'57",7	1°20'34",6	640	5
La Presilla	Pr-1	Casilla de Moya	30SXJ364648	39°25'15",6	1°24'51",10	570	1,5
Chirrichana	Ch-1	Casas del Río	30SXJ643522	39°18'07",6	1°05'43",13	670	0,5
Hórtola 1	H-1	Casas de Hórtola	30SXJ610594	39°22'05",12	1°07'49",7	620	0,5
Hórtola 2	H-2	Casas del Río	30SXJ576537	39°19'02",6	1°10'22",7	350	7,5
Varejo	Va-1	Casas de Pradas	30SXJ425678	39°26'46",7	1°20'34",6	640	2,5
El Tollo	To-1	Casas del Río	30SXJ602516	39°17'51",0	1°08'35",9	370	1,5
Los Duques	Du-1	Los Duques	30SXJ542669	39°26'08",12	1°12'33",10	570	1,5

laboratorio. En la recogida de muestras de agua se utilizaron botellas de polietileno de aproximadamente medio litro de capacidad. La muestra se fijó mediante la adición de unas gotas de cloroformo (SCHWOERBEL, 1975). Una vez cerradas, las botellas se etiquetaron con la estación y fecha del muestreo, conservándolas en frigorífico a temperaturas cercanas a los 4 °C. La metodología empleada en la medición de los parámetros físico-químicos se describe en MARTÍNEZ-LÓPEZ *et al.* (1994).

3.3. Muestras biológicas

En la recolección de los macroinvertebrados acuáticos se utilizaron siempre métodos de muestreo directos, es decir, realizados sobre los microhábitats naturalmente existentes en el cauce. En cada una de las estaciones se llevó a cabo un muestreo de tipo cuantitativo, complementado con uno de carácter cualitativo.

El criterio de cuantificación utilizado fue la limitación en el tiempo de la duración de cada muestreo. La elección de un criterio temporal en lugar de uno de carácter espacial se debió principalmente a la heterogeneidad del medio muestreado unida a las, en ocasiones, reducidas dimensiones del cauce, que nos impedían utilizar con cierta fiabilidad las redes de tipo Surber o los cilindros

de Neil recomendados en este tipo de muestreos (SCHWOERBEL, 1975). El muestreo cuantitativo consistió, pues, en la captura de macroinvertebrados durante una operación de rastreo de un minuto de duración. Para ello se utilizó una red de mano rectangular con luz de malla de 0,2 mm. Todo lo capturado de este modo (tanto organismos como sustrato) fue introducido en un recipiente de plástico y fijado con formol al 25%.

Las muestras fueron separadas en el laboratorio mediante el lavado del sustrato en una torre de tamices de tamaño de malla decreciente (2,50-1-0,200 mm). Posteriormente se procedió al recuento y determinación de los macroinvertebrados capturados. La determinación se realizó, en la medida de lo posible, a nivel específico, puesto que la utilización de la información a nivel de especie permite obtener datos más precisos en cuanto a la estructura de las comunidades y requerimientos del hábitat (FURSE *et al.*, 1984).

3.4. Cálculo de los índices de calidad

El índice biótico utilizado fue el llamado BMWP' («Biological Monitoring Working Party score system» modificado) (ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988), este índice, versión española del BMWP (NATIONAL WATER COUNCIL, 1981), ha sido adaptado por estos

autores a las familias presentes en la fauna ibérica. PUJANTE (1993) incluyó 8 nuevas familias de entre las capturadas en la Comunidad Valenciana. Es éste, por tanto, un índice adecuado a la zona de estudio, de sencilla aplicación y ajustado al tipo de muestreo y grado de determinación predominantes en el presente trabajo.

En el cálculo del BMWP' cada familia recibe una puntuación entre 1 y 10, de acuerdo con su grado de sensibilidad a la contaminación (el valor 10 se otorgará a las familias más sensibles). La suma de todas las puntuaciones correspondientes a las familias encontradas en la muestra proporciona el valor de este índice.

Con el fin de normalizar los valores obtenidos para comunidades con distinto número de familias o por medio de diferentes unidades de muestreo, se calculó el ASPT' («Average Score per Taxon» modificado) (ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988), que deriva de dividir el valor del BMWP' entre el número de familias puntuadas en la muestra.

El criterio adoptado para el establecimiento de grupos tróficos, debido principalmente a su sencillez, fue el de GARCÍA DE JALÓN y GONZÁLEZ DEL TÁNAGO (1986), quienes establecen cuatro categorías o grupos tróficos: colectores, fitófagos, detritívoros y predadores. En este trabajo, la participación de cada categoría en la estructura trófica de la comunidad se expresa como el porcentaje de la abundancia total que explica cada una de ellas. Siguiendo a los citados autores se calculó el índice trófico, en el cual se valora la importancia del grupo de organismos colectores, en relación al total de individuos que integran el resto de categorías tróficas. Los valores más bajos corresponderán a aquellas comunidades en las cuales dominan los organismos colectores y, teóricamente, a las aguas más contaminadas.

Con los datos de tipo cuantitativo se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (SHANNON Y WEAVER, 1963). Puesto que no se dispone de los datos específicos de todos los ejemplares capturados, el cálculo de este índice se realizó considerando cada uno de los taxones identificados, como una única especie. Esta aclaración se hace necesaria para la posterior validez de los resultados en estudios de tipo comparativo

(HUGHES, 1978; WASHINGTON, 1984). Se calculó también la equitabilidad de cada una de las comunidades; este parámetro, definido como la parte de la diversidad máxima alcanzada por cada una de ellas, constituye la forma más sencilla de normalizar los índices de diversidad obtenidos en comunidades con muy distinto número de especies (SHANNON Y WEAVER, 1963; MARGALEF, 1986).

4. RESULTADOS

4.1. Resultados de los parámetros ambientales

En la Tabla II se exponen los resultados de los principales parámetros ambientales recogidos en el presente estudio.

4.2. Resultados de los parámetros físico-químicos

En las Tablas III y IV se exponen los resultados de los diferentes parámetros físico-químicos para ambas campañas de muestreo, en cada una de los puntos seleccionados. Destacan los elevados valores de conductividad registrados en aquellos arroyos que atraviesan materiales triásicos y que se hallan determinados por su alto contenido en sulfatos (M1, M2, M3, A3 y To1) o por la presencia de depósitos salinos (H2 y To1).

4.3. Resultados faunísticos

El número de taxones identificado fue de 205, de los cuales, 155 pertenecieron a la clase Insecta (ver Apéndice). En el primer período de muestreo (otoño-invierno 1995) se capturaron 156 y durante el segundo (primavera-verano del 95) un total de 148. La disminución en el número de taxones durante la segunda campaña podría explicarse por el ciclo biológico de algunos grupos, en especial insectos, que en primavera pasan a la fase adulta de vida aérea.

4.3.1. ESTRUCTURA E ÍNDICE TRÓFICOS

Destaca, a nivel general, el predominio de los organismos colectores, seguidos de detritívoros y fitófagos y la escasa representación de los predadores en el conjunto de las comunidades (ver Tabla V). La gran abundancia de colectores,

TABLA II
RESULTADOS DE LOS PARAMETROS AMBIENTALES

	Anch	Prof	Veloc	Sust	Veget	Peces	Zoo	Ent	Vert
M-1	82	10	L	GA	JE	1	A	B	N
M-2	187	41	R	AL	JE,B,L	2	AR	B	N
M-3	275	50	R	AL	JE	1	A	B	N
A-1	95	12	L	AL	JE,B	1	N	CR	N
A-2	300	19	R	GL	JE,B,L	3	A,Na	U	R
A-3	500	20	R	AL	JE,B,L	3	A	C	N
Al-1	200	13	R	AL	JE	1	A	BC	N
Bo-1	177	51	L	AL	JE,C	1	A	BC	N
Bu-1	67	13	R	PG	JE,B	1	A	U	N
Pr-1	67	11	L	GL	JE,B	1	N	BC	N
Ch-1	30	4	L	AL	JE,B,C	1	N	BC	N
Va-1	175	17	ML	AL	JE,B,C	1	A	C	N
H-1	60	7	R	PG	JE,B	1	N	B	N
H-2	185	16	R	GA	JE	2	Na	B	N
To-1	35	7	L	GA	JE	1	N	BC	N
Du-1	150	6	ML	L	JE	1	N	C	BR

Simbología utilizada:

Anch: Anchura media del cauce en cm.

Prof: Profundidad media del cauce en cm.

Veloc: Velocidad de la corriente (ML: muy lenta; L: lenta; R: rápida)

Sust: Tipo de sustrato predominante en el lecho del arroyo (GA: gravas y arenas, AL: arenas y limos, GL: gravas y limos, PG: piedras y gravas, L: limos).

Veget: Vegetación acuática (JE: juncos y espadañas, B: berros, L: *Lemma* spp., C: caráceas)

Peces: Abundancia de peces (1: nula, 2: baja, 3: media)

Zoo: Presencia de otros grupos zoológicos (N: no se detectan, A: anuros, R: ratas de agua, Na: *Natrix* spp.)

Ent: Uso del entorno (B: bosque, BC: bosque y cultivo seco, C: cultivo seco y baldíos, CR: cultivo regadío, U: urbano).

Vert: Vertidos detectados en los alrededores (N: ninguno, R: aguas residuales, B: basuras).

TABLA III
RESULTADOS DE LOS PARAMETROS FISICO-QUIMICOS (CAMPAÑA OTOÑO-INVIERNO)

Est.	Temp. °C	O2 mg/l	pH	Cond. µS/cm	Alc. meq/l	D.T. mg/l	D.CO3 mg/l	Ca mg/l	Cl mg/l	NO2 mg/l	NO3 mg/l	NH4 mg/l	SO4 mg/l	PO3 mg/l	Redox mV
M-1	3,7	10	8,34	3.203,5	6,8	2.778,1	647,98	400	125	0,111	1,44	0,076	1.156,31	1	
M-2	16,8	3,3	7,62	4085	6,3	4.038,2	572,8	600	130	0,056	8,05	0,065	1.765,54	<1	
M-3	17,6	8,2	7,86	3.252,5	5,6	3.723,2	551,32	640	118	0,068	7,85	0,027	1.915,73	<1	-51
A-1	5,6	9,8	8,8	1.402,5	6,6	902,16	633,66	118	96	0,038	16,56	0,029	55,20	1	
A-2	3,7	11,8	8,66	1.493	7,75	1.002,4	716	120	106	0,103	15,26	0,05	55,76	1	
A-3	9,1	11,8	8,63	3.540	3,7	3.902,2	322,2	568	146	0,048	5,08	0	1.733,85	0	-70
Al-1	1,2	10,5	8,73	2.066,6	5,3	1.704,1	479,72	190	148	0,074	30,08	0,455	618,46	<1	
Bo-1	11,5	8,7	8,25	1.457,5	7	1.145,6	515,52	80	148	0,043	0	0,037	283,52	0	
Bu-1	5,8	10,8	8,71	979,2	5,9	708,84	594,28	90	38	0,035	5,53	0	42,67	0	
Pr-1	7,1	11,1	8,83	2.120,5	7	1.381,8	716	122	210	0,064	28,41	0,017	212,79	0	
Ch-1	13,3	10	8,28	760	4,1	651,56	400,96	98	24	0,018	42,18	0	25,32	0	-51
Va-1	18,7	7	7,92	850	6,9	873,52	601,44	110	94	0,046	0,86	0,066	70,67	<1	-39
H-1	11,4	10,4	8,27	647,8	4,8	587,12	465,4	80	23	0,043	35,46	0,053	15,58	<1	-72
H-2	6,3	11,4	8,91	5.928,5	4,8	1.825,8	408,12	140	1.446	0,07	22,39	0	254,73	0	-81
To-1	6,1	11,9	8,47	13.809,6	4,5	5.513,2	415,28	800	2.830	0,042	2,73	0	3.051,38	0	-58
Du-1	13,5	11,4	8,46	2.728,4	7,5	1.825,8	751,8	210	136	0,061	0,58	0,025	586,29	<1	-82

Simbología utilizada:

Temp: temperatura del agua

O2: Oxígeno disuelto

pH: Unidades de pH

Cond: Conductividad estandar a 20°C

Alc: Alcalinidad

D.T.: Dureza total (mg/l de CO3Ca)

D.CO3: Dureza de carbonatos

Ca: Calcio

Cl: Cloruros

NO2: Nitritos

NO3: Nitratos

NH4: Amonio

SO4: Sulfatos

PO3: Fosfatos

Redox: Potencial Redox

TABLA IV
RESULTADOS DE LOS PARAMETROS FISICO-QUIMICOS (CAMPAÑA PRIMAVERA-VERANO)

Est.	Temp. °C	O2 mg/l	pH	Cond. µS/cm	Alc. meq/l	D.T. mg/l	D.CO3 mg/l	Ca mg/l	Cl mg/l	NO2 mg/l	NO3 mg/l	NH4 mg/l	SO4 mg/l	PO3 mg/l	Redox mV
M-1	17,7	6,9	7.92	2.360	7	3.401	587,12	524	145	0,045	0,67	0,029	1.163,97	<1	-34
M-2	18,2	3,2	7.33	2.740	5,7	4.510,8	529,84	632	132	0,077	8	0,015	1.936,88	<1	-11
M-3	20,4	6,8	8.23	2.730	11	4.475	529,84	660	130	0,092	8,87	0	1.772,67	<1	-52
A-1	17,6	7,7	8.4	1.152	6,8	859,2	644,4	108	100	0,08	13,34	0	111,299	<1	-59
A-2	21,9	7,3	8.2	1.275	8	1.102,6	758,96	102	116	0,11	9	0,008	145,158	<1	-50
A-3	20,3	8,3	8.5	3.528,7	3,2	3.938	293,56	590	148	0,07	0	0	1.999,68	<1	-66
Al-1	25,3	8,3	8.58	1.480	6,4	1.689,7	329,36	180	132	0,211	25,54	0	640,788	<1	-71
Bo-1	18,4	8,8	7.93	1.216,44	7,7	1.059,7	716	108	80	0,083	22,23	0,023	140,822	<1	-41
Bu-1	15,8	6,2	8.35	838,9	6,3	680,2	587,12	94	46	0,043	0	0,007	33,529	<1	-58
Pr-1	20	7,4	8.31	2.420	8,1	1.875,9	780,44	154	400	0,078	2,07	0,007	243,647	<1	-55
Ch-1	16,2	11,4	8.48	714,6	5	572,8	458,24	84	25	0,055	39,38	0,238	21,405	<1	-67
Va-1	26,2	9,7	8.14	811	6,8	844,88	594,28	102	86	0,026	0	0,005	56,137	0	-52
H-1	14,6	9	8.04	698	3,95	537	443,92	86	26	0,015	37,63	0,013	12,096	<1	-39
H-2	30,2	7,1	8.76	7.700	5,3	1.467,8	368,74	120	1.690	0,083	11,49	0,023	306,102	<1	-80

* Simbología similar a la empleada en Tabla III.

TABLA V
CATEGORÍAS E INDICE TRÓFICOS

Estaciones	Campaña otoño-invierno					Campaña primavera-verano				
	C	F	D	P	I.T.	C	F	D	P	I.T.
M-1	95	0	4	1	0,02	23	2,3	65,6	9,1	1,67
M-2	57	0,1	42	1	0,37	2,3	2,7	94	1	21,1
M-3	6,3	3,9	88,8	1	7,4	29,8	0,7	68,4	1,1	1,2
A-1	3,75	88	8	0,25	12,8	0,3	94,7	4,9	0,1	153,5
A-2	16,75	81,35	1,27	0,63	2,5	2,4	90,4	6,6	0,6	20,8
A-3	80,3	1,1	18	0,6	0,12	90,8	0	1,4	7,8	0,05
Al-1	11,35	82,75	5,6	0,3	3,9	82,5	0,3	13,5	3,7	0,1
Bo-1	11,6	0,48	87,1	0,82	3,8	26,54	3,72	63,02	6,72	1,38
Bu-1	41,85	54,9	1,75	1,5	0,7	13,5	59,4	21,8	5,3	3,2
Pr-1	58	0,8	15,2	26	0,36	64,6	1,9	3	30,5	0,27
Ch-1	3,15	0,98	84,9	10,97	15,36	14,5	47,3	23,7	14,5	2,9
H-1	42,9	12,8	41,4	2,9	0,6	5,5	6,5	87,3	0,7	8,7
H-2	86,47	0,35	2,61	10,57	0,08	73,8	3	4,2	19	0,2
Va-1	9,8	60,2	1	29	4,5	34,1	14,5	30,7	20,7	0,9
To-1	85,1	0	6,3	8,6	0,08					
Du-1	26,7	0,14	53,53	19,63	1,4					

C: Porcentaje de la abundancia total representado por organismos colectores.

F: Porcentaje de la abundancia total representado por organismos fitófagos.

D: Porcentaje de la abundancia total representado por organismos detritívoros.

P: Porcentaje de la abundancia total representado por organismos predadores.

I.T. Índice trófico.

detritívoros y fitófagos se debe, fundamentalmente, a las elevadas densidades poblacionales alcanzadas por unos pocos grupos faunísticos: quironómidos y oligoquetos, anfípodos y ostrá-

codos e hidróbidos respectivamente. Los organismos colectores supusieron más del 50% de los individuos en el 37,5% de las estaciones durante la primera campaña y en el 28,57% durante la

primavera-verano. La categoría de los fitófagos predomina en algunas de las estaciones en las que se observó mayor desarrollo de la vegetación acuática: Bu-1, A-2 y A-1.

En la rambla Albosa, el mayor de los reotopos estudiados, las proporciones de los distintos grupos tróficos en las estaciones de muestreo, se ajustan, básicamente, a las esperadas por CUMMINS (1974) para cada uno de los tramos de un río: así mientras que en las primeras estaciones (A-1 y A-2) hay un predominio de fitófagos y detritívoros, cerca de la desembocadura, la mayor abundancia corresponde a los organismos colectores y, en menor medida, a los predadores. Esta misma tendencia se observó en la rambla de las Salinas de Hórtola (H-1 y H-2).

El predominio de la categoría de detritívoros puede indicar una entrada de material alóctono particulado. Durante la primera campaña, este grupo fue el dominante en Bo-1 (87,1%), Ch-1 (84,9%), Du-1 (53,5%) y M-3 (88,8%). En primavera-verano, lo fue en Bo-1 (63,02%), M-1 (65,6%), M-2 (94 %), H-1 (87,3%) y M-3 (68,4%). El grupo de los predadores sólo fue importante en Pr-1, Va-1 y H-2 durante la campaña estival y en Pr-1, Va-1 y Ch-1 en el otoño-invierno, en ningún caso superó la proporción del 31%.

En la Tabla V se exponen también los resultados obtenidos en el cálculo del índice trófico: los valores más bajos correspondieron a M-1, To-1, H-2 y A-3 en la primera campaña y a A-3 y A-1 durante la primavera-verano, apreciándose, en términos generales, un marcado incremento de su valor durante este último periodo, gracias al mayor peso numérico de detritívoros y fitófagos. En A-1 se registró, durante la campaña estival, el índice trófico de mayor valor (153,5), debido a la elevadísima densidad de población de hidróbidos, principal responsable de que el grupo de los fitófagos suponga el 94,7% de la abundancia total de esta comunidad.

4.3.2. RIQUEZA FAUNÍSTICA Y DIVERSIDAD

La Figura 2 representa la riqueza faunística total y media de cada una de las estaciones de muestreo. Los máximos valores corresponden a Va-1

(55 taxones), H-1 (52), Bo-1 (51) y Pr-1 (50), los mínimos se registraron en To-1 (13) (una única campaña de muestreo y elevada mineralización).

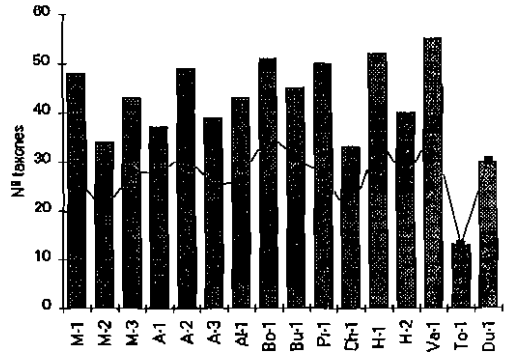


Fig. 2. Riqueza faunística total (barras) y media (línea de puntos) en cada una de las estaciones de muestreo.

En la Tabla VI se muestran los valores obtenidos en el cálculo del índice de diversidad, en las diferentes estaciones y para ambas campañas. El barranco de Varejo (Va-1), con un valor de 4,03 bits en otoño-invierno y de 3,80 bits en primavera-verano, fue el que registró una mayor diversidad media (3,91 bits), a la vez que la máxima equitabilidad en ambas campañas (0,79 y 0,72 respectivamente). A esto contribuyó, por un lado, su elevada riqueza faunística (en torno a los 36 taxones) y, por otro, la no dominancia de ninguna de las especies que integran la comunidad (en su mayoría coleópteros).

La estación A-1, por el contrario, registró el mínimo valor de diversidad (una media de 0,78 bits) debido, principalmente, a la clara dominancia de grupos como hidróbidos (*Potamopyrgus antipodarum*) y gammáridos. Este hecho queda reflejado en su reducida equitabilidad (con una mínima en primavera-verano de 0,12 coincidiendo con la explosión demográfica de estos organismos) y revelaría un desequilibrio del sistema causado, probablemente, por la presencia de cierta polución orgánica. Esta misma circunstancia explicaría la reducida diversidad del punto A-2, sometido a los vertidos de aguas residuales procedentes de las localidades de Los Isidros y Casas de Penén de Albosa. En el caso del barranco de El Tollo, la presencia de una diversidad y equitabi-

TABLA VI
VALORES DE DIVERSIDAD Y EQUITABILIDAD

	Otoño-invierno			Primavera-verano			H' media
	H'	H' máx.	E	H'	H' máx.	E	
M-1	0,79	3,00	0,26	3,96	5,49	0,72	2,37
M-2	2,73	4,09	0,67	1,17	4,52	0,26	1,95
M-3	0,88	4,75	0,19	2,69	4,86	0,55	1,78
A-1	1,00	4,86	0,21	0,57	4,70	0,12	0,78
A-2	1,93	5,04	0,38	0,84	4,91	0,17	1,38
A-3	2,03	4,32	0,47	3,10	4,86	0,64	2,56
Al-1	1,13	4,39	0,26	2,92	5,00	0,58	2,02
Bo-1	2,32	5,13	0,45	3,17	5,21	0,61	2,74
Bu-1	2,07	4,64	0,45	3,01	5,17	0,58	2,54
Pr-1	2,55	4,39	0,58	3,53	5,09	0,69	3,04
Ch-1	1,91	4,75	0,40	2,46	3,32	0,74	2,18
H-1	3,28	5,49	0,60	1,28	4,64	0,28	2,28
H-2	2,45	4,17	0,59	3,19	5,09	0,63	2,82
Va-1	4,03	5,13	0,79	3,80	5,25	0,72	3,91
To-1	1,00	3,70	0,27				
Du-1	3,22	4,91	0,66				

H': diversidad, H' máx.: diversidad máxima potencial, E: equitatividad,
H' media: valor medio de diversidad para ambas campañas.

lidad reducidas vendría condicionada, sin embargo, por su elevada salinidad, que determinaría la presencia de una comunidad pobre en especies en la cual dominan especialmente los quironómidos. Tanto la contaminación orgánica como los valores extremos de salinidad, favorecen a las especies más eurioicas. Las especies más sensibles tienden a desaparecer, mientras que se produce un efecto de dominancia de los organismos tolerantes, que ven disminuida la competición con otros grupos (WASHINGTON, 1984; PARDO, 1992).

La comparación de los resultados obtenidos en ambas campañas de muestreo revela que en el 64,3% de los casos, la diversidad fue mayor durante la campaña de primavera-verano, debido, principalmente, a la mayor riqueza faunística, observada en la mayoría de los arroyos estudiados. Por el contrario, las explosiones primaverales de las poblaciones de gammáridos e hidróbidos, serían las responsables del descenso de los valores de diversidad y equitatividad registrados en algunos enclaves (M-2, A-1 y A-2). En Va-1, son *Cloeon dipterum* y el ostrácodo *Herpetocypris brevicandata*, las especies dominantes en la segunda campaña.

Variaciones relacionadas con la heterogeneidad espacial (MINSHALL *et al.*, 1985) parecen estar en el origen de las diferencias halladas entre los valores de diversidad y equitatividad de ambas campañas para las estaciones de M-1 y H-1. En el primer caso, el menor valor registrado durante la primera campaña, puede explicarse por la baja temperatura del agua y la presencia de algunas placas de hielo, que limitaron la zona de muestreo y, por tanto, los microhábitats en ella incluidos. A la extrema escasez de taxones capturados (8), se unió la dominancia numérica de quironómidos, simúlidos y el limnefílido *Mesophylax impunctatus*. En H-1, un cambio en el caudal durante la primavera-verano, obligó a desplazar unos metros el punto de recogida de organismos. Esto tuvo como efecto una pérdida de ambientes que redujo la riqueza faunística casi a la mitad (de 45 a 25 taxones).

El resto de estaciones de muestreo posee diversidades medias-altas (en torno a los 2,5 bits). Pr-1, H-2, A-3, Bo-1 y Bu-1 ofrecen una amplia variedad de microhábitats, determinados principalmente por la presencia de sustrato relativamente heterogéneo, combinación de zonas lólicas y lénlicas y abundante vegetación acuática. Es de des-

taçar, sin embargo, el hecho de que las mayores diversidades se den en medios de aguas estancadas y sustratos finos, como Va-1 y Du-1 y, por tanto en medios teóricamente más homogéneos. Parece que aquí se establecerían comunidades más o menos estables que, en ausencia de perturbaciones, contarían con un elevado número de especies más o menos similares en abundancia.

4.3.3. ÍNDICES BIOTICOS

Los resultados obtenidos al aplicar los índices BMWP' y ASPT' (ver Tabla VII) reflejan, en la mayoría de los casos, una calidad aceptable o, incluso buena, de las aguas de todos los arroyos estudiados. Durante la campaña de otoño-invierno, el máximo valor de BMWP' (130) se obtuvo en el punto H-1 y correspondió a la categoría I; por el contrario, la peor calidad (clase IV y III) fue la de las estaciones M-1 (30), A-3 (55) y To-1 (53). Tanto M-1 como A-3, sin embargo, obtienen valores superiores tanto en la segunda campaña como en el cómputo global de capturas, siendo de resaltar el caso de M-1, que pasó de una clase IV en otoño-invierno a una clase I en primavera-verano. El mínimo valor registrado en la primera campaña en este punto pudo derivar, en

parte, de la baja temperatura del agua (3,7 °C), puesto que el resto de parámetros ambientales apenas difieren de los del resto de los arroyos. En el caso de To-1, su asignación a la categoría III vendría determinada, más que por la contaminación de sus aguas, por su elevada conductividad (superior a los 13.000 µS/cm) y reducido caudal.

El 56,25% de las estaciones, durante la campaña de otoño-invierno, se asignaron a la categoría II, la cual evidenciaría algunos efectos de contaminación. Esta categoría es también la dominante en la segunda campaña (57,14%) seguida, en este caso, de la clase I (35,7% de los puntos). El mínimo valor de BMWP' (36) y también el único asignable a la categoría III en esta campaña, se obtuvo en el punto Ch-1. El descenso de calidad registrado en esta estación con respecto al anterior período de muestreo, podría ser explicado por la extrema reducción de caudal, que obligó a realizar el muestreo en pequeñas charcas de sustrato fangoso, reduciendo así los microhábitats disponibles para las especies.

En el cómputo global de capturas el incremento en el número de taxones considerado conlleva, a su vez, un aumento en los valores de BMWP',

TABLA VII
RESULTADOS DE LOS INDICES BIOTICOS (BMWP' Y ASPT')

	Otoño-invierno			Primavera-verano			Global		
	BMWP'	Clase	ASPT'	BMWP'	Clase	ASPT'	BMWP'	Clase	ASPT'
M-1	30	IV	3,75	106	I	3,9	121	I	3,55
M-2	79	II	4,6	75	II	3,94	118	I	4,2
M-3	106	I	4,24	91	II	4,3	132	I	4,1
A-1	100	II	4,54	89	II	4,45	129	I	4,6
A-2	90	II	4,1	74	II	3,5	115	I	3,9
A-3	55	III	4,2	70	II	4,37	94	II	4,47
Al-1	80	II	4,4	89	II	4,24	119	I	4,25
Bo-1	119	I	4,57	108	I	4,32	149	I	4,5
Bu-1	81	II	4,26	138	I	4,45	141	I	4,4
Pr-1	67	II	4,78	93	II	3,87	119	I	4,1
Ch-1	64	II	4	36	III	4	85	II	4,04
H-1	130	I	5	87	II	4,57	145	I	4,83
H-2	73	II	4,86	122	I	4,35	132	I	4,4
Va-1	101	I	4	115	I	3,96	143	I	4,1
To-1	53	III	4,4	-	-	-	-	-	-
Du-1	66	II	4,12	-	-	-	-	-	-

Clase I: aguas limpias, clase II: evidentes algunos efectos de contaminación, clase III: aguas contaminadas, clase IV: aguas muy contaminadas.

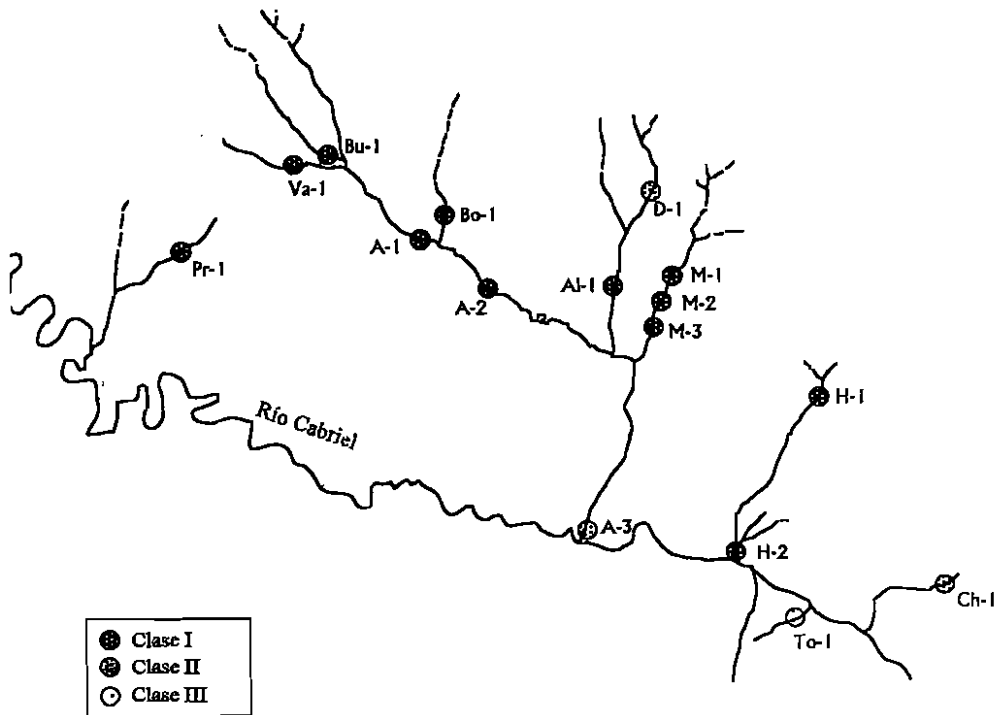


Fig. 3. Mapa de calidad del área de estudio según el índice BMWP'.

resultando, en el 85,7% de las estaciones, una calidad buena (categoría I) (Figura 3). Los puntos Bo-1, H-1, Va-1 y Bu-1, con valores comprendidos entre 140 y 150, serían los que, según este índice, poseerían las aguas más limpias. Por el contrario, A-3 y Ch-1 fueron las estaciones que, globalmente, obtuvieron un menor valor, asignándose a la categoría II.

Los resultados del ASPT' revelarían, en general, que las diferencias en clases de calidad entre los arroyos vendrían determinadas, más que por la presencia o ausencia de familias indicadoras de buena calidad, por la riqueza faunística de cada enclave. En este sentido, se aprecia un predominio, en todos los casos, de las familias que reciben una puntuación intermedia (en torno a 4 ó 5). La estación con mayor presencia de familias sensibles a la polución (puntuación 8 ó 10) es H-1, hecho que se refleja en su valor de ASPT' (5 en otoño-invierno y 4,83 en el global), el máximo de los registrados en este estudio. M-1 y A-2

registraron los mínimos, en ambos casos inferiores a 4, lo cual revelaría un predominio de familias tolerantes.

5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la rambla de Los Morenos revelan, en conjunto, una aceptable calidad de sus aguas. Los reducidos valores de diversidad en las estaciones M-2 y M-3 y, al mismo tiempo, sus relativamente elevados índices tróficos, son explicables por la dominancia numérica de la familia Gammaridae. El factor más importante que parece condicionar la composición faunística de este arroyo es la conductividad. La importancia de este parámetro fue estudiada por GALLARDO (1991) en los ríos andaluces y es una de las variables que más afecta a la distribución de las especies en el área de estudio, según han confirmado los análisis estadísticos efectuados (datos no publicados). La mínima calidad coincidiría con la zona de aporte de aguas

salinas de la fuente de los Morenos (TAPIA, 1996).

En la rambla Albosa, se distinguen dos situaciones perfectamente definidas. En la parte alta de este curso, el contenido de nitratos refleja cierta polución orgánica, la cual favorece la proliferación de vegetación acuática (principalmente berros y algas filamentosas) (WILLOUGHBY, 1976) y, consecuentemente, la explosión demográfica del grupo de organismos fitófagos representados por *P. antipodarum*. La gran abundancia numérica de esta especie determinó el elevado índice trófico registrado en las estaciones A-1 y A-2, al tiempo que ocasionó la disminución de la diversidad (mínima en A-1).

En el punto A-3, situado muy próximo a la desembocadura de esta rambla en el río Cabriel, la química del agua y, presumiblemente, la fauna, se hallan condicionadas por la elevada conductividad, reduciéndose los nitratos por el aporte de aguas limpias de las ramblas de Los Morenos y Alcantarilla. A pesar de que la diversidad aumentó con respecto a las estaciones de los tramos altos, el índice BMWP' disminuyó hasta un valor de 94 (clase II). El índice trófico refleja la dominancia de los organismos colectores, algo que coincide con la estructura trófica esperada para los últimos tramos de un río (CUMMINS, 1974, GARCÍA DE JALÓN y GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1986).

Una situación similar a la esbozada para la Albosa, se repite en la rambla de las Salinas de Hórtola: En el punto H-1 se registra un contenido importante de nitratos, derivado del lavado de cenizas de un incendio que asoló los alrededores, sin embargo, la escasa mineralización de sus aguas y la presencia de un sustrato heterogéneo favorecen una elevada riqueza faunística y, con ello, un alto valor de BMWP' (145). El índice de diversidad se ve afectado por la dominancia de los gammáridos en la segunda campaña, hecho que determinó un aumento del índice trófico con respecto al otoño-invierno (aumento de fitófagos). En la estación H-2, por el contrario, prevalece el factor de mineralización. La disminución del número de taxones capturado y la ausencia de especies claramente dominantes determinan los valores de BMWP' y diversidad. El índice trófico es reducido debido a la mayor presencia de organismos colectores.

Tanto la rambla de la Bullana (Bu-1), como el barranco de Varejo (Va-1), ubicados en la misma localidad, poseen una calidad química óptima, caracterizada por la débil mineralización de sus aguas y la práctica ausencia de polución orgánica (más patente en Va-1, que registró un contenido mínimo de nitratos). Diferentes condiciones ambientales, sin embargo, determinarían una mejor calidad biológica del barranco de Varejo, en el cual se dió el mayor valor para el índice de diversidad de este estudio. Colectores y detritívoros son los grupos tróficos más abundantes, aunque no se aprecian efectos marcados de dominancia de ninguna especie.

El barranco de El Tollo, obtuvo los peores resultados. Los reducidos valores de todos los parámetros relacionados con la calidad del agua podrían ser explicados por su carácter marcadamente salino (gran contenido en cloruros y sulfatos y, por tanto, elevada conductividad).

La comparación de los valores de estos parámetros para los distintos arroyos, señala a los barrancos de Varejo y Boquerón, la rambla de la Bullana y el tramo superior de la de Hórtola (H-1), como los enclaves con mejor calidad del agua, coincidiendo con los resultados obtenidos con el índice BMWP' por separado. Las estaciones en las que se registraron los peores índices de calidad pueden dividirse en dos grupos: A-2, A-1 y Ch-1 se hallan afectadas, en diverso grado, por su contenido en nitratos, derivado fundamentalmente de la agricultura y los vertidos de aguas residuales. Por el contrario, M-2, A-3 y To-1 deben su «mala calidad» a causas naturales relacionadas con la litología del terreno (elevados niveles de sulfatos y cloruros). En este último caso el grado de calidad se expresaría en términos de imposibilidad de aprovechamiento de estas aguas para distintos fines (riego, determinadas industrias o como agua de bebida) (CATALÁN, 1981, GARCÍA DE JALÓN y GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1986).

La relación entre los distintos índices propuestos para evaluar la calidad del agua no es sencilla. Diversos matices, derivados de complejas interacciones entre los elementos del ecosistema, marcan las diferencias entre los resultados de unos y otros. El índice trófico parece ser, de acuerdo con nuestros datos, el menos eficaz a la

hora de reflejar la calidad del medio acuático: su utilización de las abundancias globales de los distintos grupos, no tiene en cuenta, los efectos de dominancia desencadenados como consecuencia de perturbaciones, entrando en contradicción, cuando los dominantes no son los organismos colectores, con el índice de diversidad. Su relación con los índices bióticos se revela también escasa.

Tanto el índice de diversidad como el BMWP' se ven afectados por la riqueza de especies en el medio. Mientras que el primero se basa en los efectos de dominancia para detectar desequilibrios en el ecosistema y, por tanto, presencia de perturbaciones (MARGALEF, 1986), el segundo utiliza el valor indicador de determinados taxones por su sensibilidad a la polución (ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988). Esta diferencia, unida a la influencia de factores ajenos a la calidad del agua (principalmente en lo concerniente a la diversidad) (HUGHES, 1978) es la responsable de la ausencia de una estrecha relación entre los resultados de ambos parámetros. PARDO (1992) detectó altos valores de correlación entre el BMWP' y las variables ambientales, hecho que refleja la influencia de éstas en los resultados de calidad.

Aunque nuestros datos confirman la validez del índice biótico utilizado, para reflejar por sí

mismo el estado de calidad del medio acuático, la utilización conjunta del índice de diversidad y de los principales parámetros químicos y ambientales en la interpretación de los resultados, contribuiría a ofrecer una visión integradora del estado real del ecosistema. RODRÍGUEZ y WRIGHT (1988) apuntan que la evaluación científica de una baja calidad debería tener en cuenta la totalidad de la fauna presente o ausente de un punto. Esto implica el conocimiento de la fauna potencial de ese punto en ausencia de polución. Si la fauna observada es muy diferente de la esperada estará indicando una pérdida de calidad. En este sentido se están desarrollando los últimos trabajos relacionados con los ecosistemas fluviales de la Comunidad Valenciana, utilizando para ello la técnica conocida como RIVPACS (PUJANTE *et al.*, no publicado).

AGRADECIMIENTOS

Varios especialistas colaboraron en la determinación, a nivel específico, de algunos grupos zoológicos: Bivalvos: Dr. Rafael Araujo (Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid), Ninfas de Tricópteros: Dr. Marcos González (Universidad de Santiago de Compostela) y Ostrácodos: D. Francisco Mezquita (Universidad de Valencia).

SUMMARY

A physico-chemical and biological study of 11 valencian streams flowing into the Cabriel river was performed in autumn-winter and spring-summer of 1995. The purpose of this study was to assess the water quality. For this, 15 physico-chemical parameters were measured and aquatic macroinvertebrates belonging to 205 taxa were identified. The structure of the communities, their diversity and their trophic relationships were analysed. Finally, the BMWP' quality index was calculated. The results indicate an acceptable quality of the waters in the study area, although the chalky nature of the surrounding lands makes the water of some of these streams highly salty.

Key Words: Water quality, Macroinvertebrates, Quality index, Streams, BMWP', ASPT'.

APENDICE

LISTA FAUNISTICA DE LOS TAXONES INCLUIDOS EN ESTE ESTUDIO

Phyllum CNIDARIA

Clase HYDROZOA

Familia Hydridae

Chlorobryda viridissima (Dallas, 1776)

Phyllum PLATHELMINTA

Clase TURBELLARIA

Orden Tricladida

Familia Planariidae

Phagocata viitta (Dugés, 1830).

Phyllum NEMATODA

Phyllum MOLLUSCA

Clase GASTROPODA

Subclase Prosobranchia

Orden Mesogastropoda

Familia Hydrobiidae

Mercuria sp.

Pseudamnicola sp.

Potamopyrgus antipodarum Gray, 1843.

Neohoratia sp.

Familia Bithyniidae

Bithynia tentaculata (Linnaeus, 1758)

Familia Melanopsidae

Melanopsis diffouri Ferrusac, 1823.

Familia Moitessieriidae

Subclase Pulmonata

Orden Basommatophora

Familia Physidae

Physella (Costatella) acuta (Draparnaud, 1805).

Familia Lymnaeidae

Lymnaea (Radix) peregra (Müller, 1774).

Lymnaea (Galba) truncatula (Müller, 1774).

Familia Planorbidae

Gyraulus (Gyraulus) laevis (Alder, 1837).

Familia Ancyliidae

Ancylus fluviatilis Müller, 1774.

Clase BIVALVIA

Subclase Lamellibranchiata

Orden Veneroidea

Familia Sphaeriidae

Pisidium sp.

Pisidium (Cyclocalyx) nitidum Jennyns, 1832.

Pisidium (Cyclocalyx) casertanum (Poli, 1791).

Pisidium (Cyclocalyx) personatum Malm, 1855.

Phyllum ANNELIDA

Clase OLIGOCHAETA

Orden Haploraxida

Familia Tubificidae

Tubifex tubifex (Müller, 1774).

Familia Lumbricidae

Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826).

Clase HIRUDINEA

Orden Rhynchobdellae

Familia Glossiphoniidae

Helobdella stagnalis (Linnaeus, 1758)

Orden Arhynchobdellae

Familia Erpobdellidae

Dina lineata (O.F. Müller, 1774).

Phyllum ARTHROPODA

Clase ARACHNIDAE

Orden Acari

Suborden Hydracarina

Clase CRUSTACEA

Subclase Branchiopoda

Orden Cladocera

Familia Daphniidae

Subclase Ostracoda

Orden Podocopida

Familia Candonidae

Pseudocandona pratensis (Hartwig, 1901).

Familia Cyprididae

Eucypris virens (Jurine, 1820)

Herpetocypris sp.

Herpetocypris brevicandata (Kaufmann, 1900).

Heterocypris sp.

Heterocypris incongruens (Ramdohr, 1808).

Heterocypris salina (Brady, 1868)

Trajanocypris clavata (Baird, 1838)

Notodromas persica Gurney, 1921

Familia Cypridopsidae

Cypridopsis sp. sl. Brady, 1867

Cypridopsis vidua (Muller, 1776)

Potamocypris villosa (Jurine, 1820).

Sarscypridopsis sp.

Familia Ilyocyprididae

Ilyocypris bradyi Sars, 1890.

Ilyocypris gibba (Ramdohr, 1808)

Ilyocypris inermis Kaufmann, 1900.

Familia Limnocytheridae

Paralimnocythere sp.

Subclase Copepoda

Subclase Malacostraca

Orden Amphipoda

Familia Gammaridae

Orden Isopoda

Familia Asellidae

Proasellus spp.

Orden Decapoda

Familia Astacidae

Procambarus clarkii (Girard, 1852).

(Continúa)

APENDICE (Cont.)

Clase INSECTA

Subclase Apterigota

Orden Collembola

Subclase Pterigota

Orden Ephemeroptera

Familia Baetidae

Baetis spp.*Baetis pavidus* Grandi, 1949.*Baetis rhodani* Pictet, 1843*Centroptilum* sp.*Centroptilum luteolum* (Müller, 1776)*Cloeon dipterum* gr. Linnaeus, 1870*Cloeon simile* gr. Eaton, 1870

Familia Heptageniidae

Ecdyonurus sp.

Familia Caenidae

Caenis luctuosa (Burmeister, 1839)

Familia Leptophlebiidae

Paraleptophlebia submarginata Stephens, 1835.

Orden Plecoptera

Familia Nemouridae

Nemoura sp.

Familia Leucridae

Tyrrhenoleuctra sp.

Orden Odonata

Suborden Zygoptera

Familia Calopterygidae

Calopteryx haemorrhoidalis (Van der Linden, 1825).*Calopteryx splendens* (Harris, 1782)

Familia Coenagrionidae

Coenagrion caerulescens Fonscolombe, 1838.*Ischnura graellsii* Rambur, 1842.*Ischnura elegans* (Van der Linden, 1820)*Ceriagrion tenellum*

Suborden Anisoptera

Familia Aeschnidae

Aeschna sp.*Aeschna cyanea* (Müller, 1764).*Anax imperator* Leach, 1815.

Familia Gomphidae

Onychogomphus uncatius (Charpentier, 1840)*Onychogomphus forcipatus* (Linnaeus, 1758)

Familia Cordulegasteridae

Cordulegaster bidentatus Selys, 1843.*Cordulegaster annulatus* (Latreillé, 1805).

Familia Corduliidae

Oxygastra curtisii (Dale, 1843).

Familia Libellulidae

Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798).*Selysiohemis nigra* (Van der Linden, 1825).

Orden Heteroptera

Infraorden Nepomorpha

Familia Hydrometridae

Hydrometra stagnorum (Linnaeus, 1758)

Familia Veliidae

Microvelia spp.*Velia* spp.

Infraorden Gerromorpha

Familia Gerridae

Gerris sp.*Gerris najas* (De Geer, 1773).

Familia Corixidae

Corixa sp.

Familia Naucoridae

Naucoris sp.*Naucoris maculatus maculatus* Fabricius, 1798

Familia Nepidae

Nepa cinerea Linnaeus, 1758.

Familia Notonectidae

Notonecta maculata Fabricius, 1794.

Familia Pleidae

Plea minutissima (Fuessly, 1775) nec (Linnaeus, 1758)

Orden Coleoptera

Suborden Adephaga

Familia Haliplidae

Peltodytes (Peltodytes) caesus (Duftschmid, 1805).*Haliplus* sp.*Haliplus (Neohaliplus) lineatocollis* (Marshall, 1802).

Familia Gyridae

Gyrinus sp.*Gyrinus (Gyrinus) caspius* Menetries, 1832.*Gyrinus (Gyrinus) urinator* Illiger, 1807

Familia Noteridae

Noterus sp.

Familia Dytiscidae

Subfamilia Hydrophorinae

Hyphydrus aubei Ganglbauer, 1892.*Porhydrus* sp.*Graptodytes* sp.*Graptodytes varius* (Aubé, 1836).*Stictometes* sp.*Stictometes lepidus* (Olivier, 1795).

Subfamilia Laccophilinae

Laccophilus sp.*Laccophilus hyalinus* (De Geer, 1774).

Subfamilia Colymbetinae

Agabus sp.*Agabus (Gaurodytes) bipustulatus* (Linnaeus, 1767).*Agabus (Gabinectes) brunneus* auctt. (Fabricius, 1798).*Agabus (Gabinectes) didymus* (Olivier, 1795).*Ilybius* sp.*Rhantus* sp.*Meladema* sp.

Subfamilia Dytiscinae

Hydaticus sp.*Dytiscus* sp.

(Continúa)

APENDICE (Cont.)

Suborden Polyphaga
Familia Hydrophilidae
Subfamilia Hydrophilinae
Anacaena bipustulata (Marsham, 1802).
Anacaena limbata Fabricius, 1792.
Laccobius sp.
Helochaeres sp.
Enochrus sp.
Hydrophilus pistaceus (Linnaeus, 1758)
Subfamilia Sphaeridiinae
Coelostoma sp.
Coelostoma orbiculare
Familia Hydraenidae
Hydraena sp.
Ochthebius sp.
Limnebius sp.
Familia Dryopidae
Dryops sp.
Familia Elmidae
Elmis sp.
Riolus sp.
Riolus cupreus (Ph. Müller, 1806).
Familia Helodidae
Helodes sp.
Hydrocyphon sp
Orden Megaloptera
Familia Sialidae
Sialis sp.
Sialis lutaria (Linnaeus, 1758).
Orden Lepidoptera
Familia Pyralidae
Acentropus niveus (Olivier)
Orden Trichoptera
Familia Rhyacophilidae
Rhyacophila sp.
Familia Glossosomatidae
Agapetus fuscipes Curtis, 1834.
Agapetus incertulus
Familia Hydroptilidae
Hydroptila sp.
Hydroptila vectis
Oxyethira sp.
Stactobia sp.
Familia Philopotamidae
Chimarra marginata (Linnaeus, 1767)
Familia Hydropsychidae
Hydropsyche sp.
Hydropsyche exocellata Dufour, 1841.
Hydropsyche pellucidula (Curtis, 1834)
Hydropsyche siltalai Döhler, 1963.
Cheumatopsyche lepida (Pictet, 1834)
Familia Psychomyiidae
Tinodes sp.

Tinodes maclachlani Kimmins, 1966.
Tinodes waeneri (Linnaeus, 1758).
Familia Limnephilidae
Limnephilus lunatus Curtis, 1834.
Mesophylax impunctatus McLachlan, 1884.
Micropterna sp.
Familia Sericostomatidae
Sericostoma personatum (Spence in Kirbi & Spence, 1826).
Orden Diptera
Suborden Nematocera
Familia Tipulidae
Tipula sp.
Tipula lateralis
Tipula montium Egger, 1863.
Familia Limoniidae
Dicranota sp.
Elaeophila sp.
Familia Dixidae
Dixa sp.
Dixella sp.
Paradixa sp.
Familia Psychodidae
Pericoma sp.
Pericoma pulchra Eaton.
Pericoma trifasciata Meigen
Psychoda sp.
Familia Culicidae
Culex sp.
Familia Simuliidae
Familia Chironomidae
Subfamilia Tanypodinae
Subfamilia Corynoneurinae
Corynoneura sp.
Subfamilia Chironominae
Chironomus thummi gr.
Familia Ceratopogonidae
Atrichopogon sp.
Suborden Brachycera
Familia Stratiomyidae
Odontomyia viridula
Oxycera sp.
Stratiomys sp.
Familia Tabanidae
Familia Empididae
Hemerodromia sp.
Familia Dolichopodidae
Familia Ephydridae
Ephydra sp.
Subfamilia Notiphilinae
Familia Sciomyzidae
Familia Anthomyiidae
Limnophora sp.

BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA A. 1988: «Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978)». *Limnetica* 4: 51-56.
- AUBERT J. 1963: «Les pléocoptères des cours d'eau temporaires de la Péninsule Ibérique». *Mitt. Schw. Entom. Ges.*, 35(3-4): 303-315.
- AVILA I CASTELLS A. 1984: «Composición química de los arroyos del Montseny (Barcelona)». *Limnetica*, 1(1): 128-135.
- BECKER G. 1990: «Comparison of the dietary composition of epilithic trichopteran species in a first-order stream». *Arch. Hydrobiol.* 120(1): 13-40.
- CATALÁN J. 1981: *Química del Agua*. Ed. José Catalán Lafuente. Madrid. 423 pp.
- CUMMINS K. W. 1974: «Structure and function of stream ecosystems». *Bioscience*, 24: 631-641.
- FERRERAS-ROMERO M. & TOJA J. 1986: «Datos para una caracterización físico-química con interés biológico de cursos acuáticos de Sierra Morena Central (Córdoba)». *Oxyura*, 3(1): 43-60.
- FURSE M. T., MOSS D., WRIGHT J. F. & ARMITAGE P. 1984: «The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrate communities». *Freshwater Biology*, 14: 257-280.
- FURSE M. T., WINDER J. M., SYMES K. L. & CLARKE R. T. 1991: *The faunal Richness of Headwaters Streams*. National Rivers Authority.
- GALLARDO I. 1991: *Respuesta de macroinvertebrados fluviales a la salinidad. Comparación de las cuencas de los ríos Guadaira y Guadalete*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. 125 pp.
- GARCÍA DE JALÓN D. & GONZÁLEZ DEL TÁNAGO M. 1986: *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero*. ICONA-Monografías. 244 pp.
- GONZÁLEZ R., CABRERA F., DÍAZ E. & ARAMBARRI P. 1987: «La calidad de las aguas del río Guadamar y de los arroyos de la Rocina y el Partido en las proximidades de Doñana, SW de España». *Limnetica*, 3: 97-102.
- GRIFFITH M. B., PERRY S. A. & PERRY W. B. 1994: «Secondary production of macroinvertebrate shredders in headwater streams with different baseflow alkalinity». *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 13(3): 345-356.
- HUGHES B. D. 1978: «The influence of factors other than pollution on the value of shannon's diversity index for benthic macro-invertebrates in streams». *Wat. Res.*, 12: 359-364.
- I.G.M.E. 1973: *Mapa geológico de España. Escala 1:50000. Segunda serie. Explicación de las hojas geológicas de Venta del Moro, Requena y Jalance*. Instituto Geológico y Minero de España.
- ILLIES J. & BOTOSANEANU L. 1963: «Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique». *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Mitt.*, 12: 1-57.
- LOZANO-QUILIS M. A., MARTÍNEZ-LÓPEZ F. & PUJANTE A. 1996: «Estudio de los macroinvertebrados y calidad de las aguas de los pequeños ríos y arroyos de las comarcas de la provincia de Valencia: L'Horta, La Foia de Bunyol y La Ribera Alta». *Ecología*, 10: 137-159.
- MARGALEF F. R. 1986: *Ecología*. Omega S.A. Barcelona. 951 pp.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ F., PUJANTE A., RIVARROCHA V. & TAPIA G. 1994: «Macroinvertebrados y calidad de las aguas de la red fluvial de la provincia de Valencia». *Ecología*, 8: 23-62.
- MINCKLEY W. L. 1963: «The ecology of a spring stream, Doe Run, Meade County, Kentucky». *Wildl. Monogr.*, 11: 1-124.
- MINSHALL G. W. 1967: «Role of allocthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community». *Ecology*, 48: 139-149.

- MINSHALL G. W. 1968: «Community dynamics of the benthic fauna in a woodland springbrook». *Hydrobiologia*, 32: 305-339.
- MINSHALL G. W., PETERSEN JR. R. C. & NIMZ C. F. 1985: «Species Richness in streams of different size from the same drainage basin». *Am. Nat.*, 125: 16-38.
- MONZÓN A., CASADO C., MONTES C. & GARCÍA DE JALÓN D. 1991: «Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España)». *Limnetica*, 7: 97-112.
- NATIONAL WATER COUNCIL. 1981: *River Quality: The 1980 survey and further outlook*. NW London.
- NOEL M. S. 1954: «Animal ecology of a New Mexico springbrook». *Hydrobiologia*, 6: 120-135.
- ORTEGA M. 1988: *La Rambla del Moro (cuena del río Segura). Ambiente físico, biológico y alteraciones producidas por una riada*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- ORTEGA M., SUÁREZ M. L., VIDAL-ABARCA M. R. & RAMÍREZ-DÍAZ L. 1991: «Aspectos dinámicos de la composición y estructura de la comunidad de invertebrados acuáticos de la Rambla del Moro después de una riada (cuena del río Segura: SE de España)». *Limnetica*, 7: 11-24.
- PARDO I. 1992: *Estudio comparado de la macrofauna bentónica (ambientes lóticos) de los ríos Louro y Tea (Pontevedra)*. Tesis de Doctorado. Universidad de Santiago de Compostela. 443 pp.
- PÉREZ-CUEVA A. J. 1994: *Atlas Climático de la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports. València. 205 pp.
- PUIG M. A. 1984: *Efemerópteros y Plecópteros de los ríos catalanes*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 533 pp.
- PUJANTE A. 1993: *Macroinvertebrados y calidad de aguas de los ríos de la Comunidad Valenciana*. Tesis de doctorado. Universitat de València. 239 pp.
- RICHARDS C. & MINSHALL G. W. 1988: «The influence of periphyton abundance on *Baetis bicaudatus* distribution and colonization in a small stream». *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7(2): 77-86.
- ROBLES F. 1987: «La Constitución Geológica». In: *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. CONSELLERIA D'OBRES PÚBLIQUES, URBANISME I TRANSPORTS. Valencia. 417 pp.
- RODRÍGUEZ P. & WRIGHT J. F. 1988: «Biological evaluation of the quality of three basque water courses». *Actas del Congreso de Biología Ambiental, II Congreso Mundial Vasco*, 2: 223-243.
- SANCHÍS E. J., RODRÍGUEZ T. & MORELL I. 1989: «Geología». In: *Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana*. Levante. El Mercantil Valenciano. pp. 403-460.
- SCHWOERBEL J. 1975: *Métodos de Hidrobiología*. Ed. Blume Española. Madrid. 262 pp.
- SHANNON C. E. & WEAVER W. 1963: *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. 117 pp.
- SUTCLIFFE D. W. & CARRICK. 1973: «Studies on Mountain streams in the English Lake District. I. pH, calcium and The distribution of invertebrates in the river Duddon». *Freshwater Biology*, 3(5): 437-462.
- TAPIA G. 1996: *La fauna de invertebrados de las fuentes de Valencia y Castellón y su relación con las propiedades físico-químicas del agua*. Tesis de Doctorado. Universitat de València. 265 pp.
- THORUP J. 1970: «The influence of a short-termed flood on a springbrook community». *Arch. Hydrobiol.*, 66(4): 447-457.
- WASHINGTON H. G. 1984: «Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems». *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization*, 18(6): 653-694.
- WILLOUGHBY L. G. 1976: *Freshwater Biology*. Hutchinson & Co (Publishers). London. 167 pp.