

**CALIDAD ECOLOGICA DE LA ZONA DE PROTECCION ESPECIAL "LOS CHORROS
DEL RIO MUNDO" (ALBACETE). APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL
AGUA**

Diciembre 2002

**CALIDAD ECOLOGICA DE LA ZONA DE PROTECCION ESPECIAL "LOS CHORROS
DEL RIO MUNDO" (ALBACETE). APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL
AGUA**

Dirección:

M^a Luisa Suárez Alonso
M^a Rosario Vidal-Abarca Gutiérrez

Equipo Investigador:

Rosa Gómez Cerezo
Cristina Guerrero Romero
Andrés Mellado Díaz
M^a Mar Sánchez Montoya
Isabel Hurtado Melgar
M^a Isabel Espinosa Villena
José Luís Moreno Alcaraz

Colaboradores:

Magdalena Martínez Pedreño
José Luís Murcia Abellán
Pedro Luengo Michel
Javier Martínez López
M^a Victoria García García

Diciembre de 2002

INDICE

- INTRODUCCIÓN
- ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS DEL TRAMO DE ESTUDIO
- LA DIVERSIDAD DEL HÁBITAT ACUÁTICO: APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE HÁBITAT FLUVIAL (IHF)
- APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL BOSQUE DE RIBERA
- LAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS DEL TRAMO FLUVIAL DE LOS CHORROS DEL RÍO MUNDO: APLICACIÓN DEL ÍNDICE IBMWP (=BMWP')
- ASPECTOS FUNCIONALES DE LOS CHORROS DEL RIO MUNDO Y SU UTILIDAD PARA DETERMINAR LA CALIDAD ECOLÓGICA
- DESCRIPCIÓN DEL TRAMO DE ESTUDIO
- METODOLOGIA
- ESTRUCTURA FÍSICA DEL TRAMO DE ESTUDIO: LOS PARÁMETROS FÍSICOS
- ASPECTOS FISICO-QUIMICOS DEL TRAMO DE ESTUDIO: LOS PARÁMETROS HIDROQUIMICOS
- VARIACIÓN ESTACIONAL
- VARIACIÓN DIARIA
- EL PAPEL DEL BOSQUE DE RIBERA: EFECTOS MICROCLIMÁTICOS
- LA RADIACIÓN SOLAR
- LA MATERIA ORGANICA PARTICULADA EN EL TRAMO DE ESTUDIO
- METABOLISMO GLOBAL DEL TRAMO DE ESTUDIO
- VALORACIÓN FINAL
- AGRADECIMIENTOS
- BIBLIOGRAFIA
- ANEXOS
- ANEXO FOTOGRAFICO

CALIDAD ECOLOGICA DE LA ZONA DE PROTECCION ESPECIAL "LOS CHORROS DEL RIO MUNDO" (ALBACETE). APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua (DMA) (European Parliament and Council, 2000) prevé que los países miembros determinen el *estado ecológico* de las aguas continentales basándose en criterios ecosistémicos (macroinvertebrados, peces, macrófitos, bosque de ribera,...). Antes del 2016 los países de la UE deberán demostrar ante la Comisión que sus ríos y lagos están en muy buen estado ecológico. En Estados Unidos el concepto de *estado ecológico* (formulado de diferentes maneras: salud ecológica, integridad biológica, etc.) ha representado un elemento clave en los objetivos de gestión de la calidad del agua de la administración y es recogido de forma abundante en su legislación (Karr & Chu, 2000).

Los criterios para la determinación del estado ecológico, propuestos por la Directiva Marco del Agua (DMA), están basados en parámetros biológicos y son relativos a las condiciones de referencia de cada grupo de puntos o tipo de río (European Parliament and Council, 2000). Según Chovarec et al. (2000) una localidad de referencia se define como el estado que ha existido antes de las perturbaciones humanas, o al menos sin influencias humanas que hayan alterado de manera significativa las características naturales de un río. Owen et al. (2001), dan una definición más precisa basada en la DMA y consideran que una estación de referencia es aquella que tiene unos valores físico-químicos, hidromorfológicos y biológicos correspondientes a las estaciones no perturbadas, y que además, deben tener concentraciones de los contaminantes específicos sintéticos o no, cercanas a cero o al menos indetectables. Por su parte, EurAquaSTR8 (2001) incorpora el término del régimen hidromorfológico y físico-químico. Así pues, son equivalentes a las condiciones control, que se utilizan en otros trabajos (Reynoldson et al., 1997).

El Río Mundo comprende una cuenca de, aproximadamente, 3.508 Km², enclavada en la provincia de Albacete, al noroeste de la cuenca del Río Segura. El cauce

principal, con una longitud de 119 Km presenta una pendiente media poco elevada (9,2 %) aunque en el tramo de cabecera sí es muy acusada.

Se sitúa en el sector más húmedo de la cuenca del Segura, y el tramo donde se localizan Los Chorros, que supera los 1000 m de altitud, es el más frío y húmedo. Las temperaturas medias anuales no superan los 15° C mientras que las precipitaciones rebasan los 1000 mm anuales. Es la zona donde se producen heladas al menos tres meses al año y, únicamente en verano, puede existir déficit hídrico (Vidal-Abarca et al., 1987; 1991).

El dominio de calizas y dolomías en la cabecera de la cuenca del Río Mundo, junto al clima húmedo, ha permitido la evolución cárstica del sector. De hecho, su nacimiento, se localiza en el Calar del Mundo, el macizo cárstico, posiblemente, más importante de España. Desde el punto de vista hidrológico, la importancia de estas áreas cársticas tiene que ver con la regulación de la escorrentía superficial ya que favorece la infiltración, asegurando un flujo de agua constante durante todo el año.

Casi un tercio de la cuenca del Río Mundo, en el sector de cabecera, está cubierta de bosque repoblado a base de distintas especies de pino (*Pinus halepensis*, *P. laricio* y *P. pinaster*). Es en este sector donde se encuentra situado el paraje de Los Chorros del Río Mundo uno de los tres espacios naturales de la cuenca (junto con La Sierra del Agua y Ayna) (Vidal-Abarca et al., 1991).

El tramo de río en el que se centra el presente estudio corresponde a la *Zona de Protección Especial de “Los Chorros del Río Mundo”* en la Sierra de Alcaraz, al suroeste de la provincia de Albacete (latitud: 1°-14'; longitud: 38°-30'N) (Foto 1). Se trata de una plataforma cárstica de 15 por 4 Km. formada por materiales calizos, margas y dolomías del mesozoico y configura un impresionante endocarst cuyo surgimiento más espectacular es la cascada de los Chorros, el nacimiento del Río Mundo.

El 6 de mayo de 1987, la Consejería de Agricultura de la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha, los Ayuntamientos de Riópar y Vianos y la finca particular Coto de la Mina, firmaron el acuerdo de creación de la Zona de Protección Especial denominada “Nacimiento del Río Mundo y Cañada de los Mojones”.

En la actualidad 18.000 hectáreas en los Calares del Mundo, con una alta diversidad florística y características geomorfológicas únicas, podrían convertirse antes del próximo verano en un nuevo *Parque Natural* donde compatibilizar las actividades tradicionales e históricas con el desarrollo sostenible de la zona (*Diario La Verdad* de Albacete, 5 de Mayo de 2002).

En una primera fase, los objetivos planteados en el estudio se centran en la determinación del estado ecológico definido por la DMA basándonos en la aplicación de criterios físico-químicos y biológicos mediante la utilización de los índices más ampliamente extendidos.

Para realizar el estudio se seleccionaron dos períodos hidrológicos distintos, el de invierno más húmedo y frío y el de verano como representante del período más probable de déficit hídrico en el que las comunidades de organismos pueden ver alterada su composición en los elementos más sensibles.

El “buen estado ecológico” de un río también puede ser detectado a través de aspectos funcionales y bioenergéticos (Boulton, 1999). Los procesos que ocurren en un sistema “natural” incluyen ciclos de materia y nutrientes y flujos de energía que definen la dinámica de los mismos.

Algunos estudios recientes han hecho hincapié sobre la utilidad de aspectos como la producción primaria de un sistema o la dinámica de la materia orgánica, su origen, calidad, etc como aspectos relevantes a tener en cuenta en los diagnósticos de calidad de los ecosistemas naturales. Más concretamente, uno de los problemas más importantes se refiere al establecimiento de la “condiciones de referencia”, es decir las condiciones óptimas que deberían tener un sistema acuático si no hubiera habido intervención humana. En este sentido, Thoms et al. (1999) y Maher et al. (1999) aportan importante información sobre como el uso de los estudios paleo-ecológicos, o la composición química de los sedimentos, respectivamente, son aspectos de enorme utilidad para establecer dichas “referencias” según establece la Directiva Marco del Agua.

Es bien conocido que la calidad natural de un sistema depende de la integridad de sus procesos ecológicos, por ello en este estudio se realiza una primera aproximación a algunos parámetros funcionales que pueden ayudar a determinar el estado ecológico de la Zona de Protección Especial de los Chorros del Río Mundo.

Así, la segunda parte de este estudio tiene por objetivos:

- Analizar la variación de distintos parámetros físicos e hidroquímicos a distintas escalas temporales (estacionales y diarias).
- Analizar la estructura física del cauce como elemento que soporta los procesos ecológicos y su dinámica estacional.
- Analizar algunos aspectos del bosque de ribera.
- Proporcionar algunos datos sobre producción heterótrofa del sistema
- Analizar la producción autótrofa del sistema.

ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS DEL TRAMO DE ESTUDIO

Las características hidroquímicas de los cursos fluviales en general, vienen determinadas por las variables ambientales de la cuenca: clima, geomorfología, vegetación y actividades humanas. De todas ellas, son el clima y la geomorfología, las que quizás más influyan en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas fluviales. La composición química del agua de un río va a venir determinada por varios factores concretos: la composición y la cantidad de precipitación caída en la cuenca, la geología de la cuenca y la solubilidad de las rocas o materiales, los suelos, la vegetación terrestre, los procesos de evaporación, los procesos biológicos y, finalmente, la contaminación o vertidos de origen humano.

La Directiva Marco del Agua, en su Anexo II, punto 1.3, sobre el establecimiento de las condiciones de referencia específicas para cada tipo ecológico, dentro de los tipos de masas de agua superficiales dicta la obligatoriedad de establecer, entre otros, las condiciones hidromorfológicas y físico-químicas específicas del tipo en un muy buen estado ecológico según lo establecido en el Anexo V. Es decir, una situación con un régimen hidromorfológico y físico-químico que soporte un funcionamiento del ecosistema saludable y con una biodiversidad natural. En los indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico de los ríos (Anexo V,

1.1.1. de la DMA) se establecen, entre otros, los hidromorfológicos (incluyen el caudal) y los físico-químicos (temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, acidificación, nutrientes). Los requerimientos de cada indicador para cumplir los requisitos de una masa de agua en un muy buen estado ecológico están claramente definidos en el anexo V de la DMA.

Como ya se ha indicado anteriormente, la naturaleza cárstica del sector en el que se encuentra enclavado el tramo de estudio, hace que el caudal del río quede asegurado a lo largo de todo el año, recibiendo los aportes freáticos en función de la cantidad de lluvia y almacenamiento previo en el subsuelo. De esta manera, aunque las oscilaciones de caudal pueden llegar a ser importantes, queda asegurada la supervivencia de la biota incluso en las condiciones más extremas.

En la tabla 1 se muestran los valores de los principales parámetros físico-químicos registrados en los dos periodos del año considerados, correspondientes a los extremos hídricos del ciclo. La metodología para la determinación de dichos parámetros esta extraída de APHA (1985).

Tabla 1.- Valores de los parámetros físico-químicos analizados en el Río Mundo durante los dos periodos de estudio.

	INVIERNO	VERANO
SS (g l ⁻¹)	3,67	3,85
Amonio (mg l ⁻¹)	0,01	0,00
Nitritos (mg N l ⁻¹)	0,01	0,01
Nitratos (mg N l ⁻¹)	0,94	0,68
Fosfatos (mg P l ⁻¹)	0,01	0,01
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	11,20	15,50
Saturación Oxígeno (%)	99,29	153,92
pH (unidades pH)	9,00	8,46
Temperatura (° C)	9,50	15,00
Conductividad μS cm ⁻¹ (25° C)	190,40	266,20
Alcalinidad (meq l ⁻¹)	2,84	2,88

La temperatura del agua mostró valores desde 9,5° C en invierno hasta 15° C en verano, relativamente bajos como corresponde a un sector fluvial localizado a gran altitud y con un estrato arbóreo en sus riberas bien conservado. Los valores de pH y alcalinidad reflejan el carácter tamponado y alcalino de las aguas, típico de cuencas mediterráneas y, más concretamente, de los enclaves calizos.

La conductividad revela la presencia de aguas dulces con escaso contenido en sales, algo mayor en la época estival en que la evaporación por el incremento de temperatura se hace más intensa y favorece la concentración iónica.

En cuanto al oxígeno disuelto, se trata de aguas siempre bien oxigenadas, con valores de sobresaturación de oxígeno sobretodo en condiciones estivales de alta solubilidad del gas. La ausencia de vertidos orgánicos permite estas buenas condiciones de oxigenación, favorecido por el escaso desarrollo de la vegetación acuática con una baja tasa de producción primaria.

Los sólidos en suspensión, aunque en esta ocasión han mostrado valores relativamente bajos, hay que decir que, dependiendo del caudal circulante y la turbulencia provocada por la presencia de elementos gruesos e irregulares en el lecho fluvial, puede llegar a presentar valores muy superiores (Vidal-Abarca et al., 1991).

En relación con los nutrientes hay que destacar la escasa concentración de Nitrógeno y de Fósforo en el tramo fluvial de Los Chorros del Río Mundo, permitiendo detectar un carácter oligotrófico de sus aguas. Esto es debido, entre otras cosas, al satisfactorio grado de conservación de este paraje en el que la actividad humana está siendo muy limitada y controlada, tanto en el efecto directo que pueden provocar los vertidos de residuos como por una posible actividad agrícola en el entorno.

En definitiva, las aguas del Río Mundo en el tramo de Los Chorros, presentan una baja mineralización y una alta reserva alcalina. En cuanto a los parámetros químicos, en estrecha relación con la carga orgánica que soporta el sistema, sus aguas presentan un cuadro normal debido a la escasa, o más bien nula, incidencia de vertidos orgánicos. Las posibles variaciones que puedan encontrarse en la concentración de los

nutrientes podrían ser explicadas por procesos ligados al estado fisiológico de la escasa vegetación acuática en esta cabecera.

LA DIVERSIDAD DEL HÁBITAT ACUÁTICO: APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE HÁBITAT FLUVIAL (IHF) (Pardo, et al., en prensa)

El índice de hábitat fluvial (IHF) pretende valorar la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada. A una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan (Smith & Smith, 2000). El hábitat suministra espacio físico y proporciona fuente de alimento para las especies. Estas características del hábitat constituyen *The Templet* en el cual la evolución forja estrategias de vida características que adaptan a las especies al ambiente (Southwood, 1988). La heterogeneidad del hábitat fluvial se considera actualmente como uno de los principales factores de influencia de la riqueza de especies de invertebrados acuáticos (Voelz & McArthur, 2000). Bajo esta premisa se han desarrollado técnicas y métodos de muestreo en ríos para evaluar la calidad biológica en función de los macroinvertebrados, y en los cuales se contempla el muestreo de todos los hábitats fluviales existentes para obtener listados exhaustivos de las especies presentes (Wright et al., 1984; Davies, 1994; Barbour et al., 1999).

En Los Chorros del Río Mundo se ha aplicado del índice de hábitat fluvial (IHF), desarrollado para un proyecto general que pretende evaluar el estado ecológicos de los ríos mediterráneos (GUADALMED).

El IHF valora aspectos físicos del cauce relacionados con la heterogeneidad de hábitats y que dependen en gran medida de la hidrología y del sustrato existente. Entre ellos, la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos. También se evalúa la presencia y dominancia de distintos elementos de heterogeneidad, que contribuyen a incrementar la diversidad de hábitat físico y de las fuentes alimenticias, entre ellos materiales de origen alóctono (hojas, madera) y de origen autóctono, como la presencia de diversos grupos morfológicos de

productores primarios. Estos elementos alóctonos provienen mayoritariamente de la vegetación de ribera y contribuyen energéticamente al funcionamiento de estos sistemas aportando materia orgánica (hojas, madera, frutos,...) (Hynes, 1970, Fisher & Likens, 1973), y limitando la entrada de luz a los cauces, condicionando así la existencia de gradientes ambientales de transición entre el río y la vegetación terrestre adyacente (Brososke, et al., 1997). La vegetación acuática autóctona de los ríos viene determinada por las condiciones de exposición a la luz, hidrología, nutrientes y la existencia de un sustrato apropiado (Fox, 1996). La alternancia y variación natural entre fuentes alóctonas y autóctonas de materia orgánica puede verse modificada por cambios en el uso del suelo, deforestación, urbanización, etc.. Estos últimos cambios son susceptibles de alterar la hidrología superficial, la relación natural entre las fuentes alternativas de energía características de cada sistema fluvial y como consecuencia el hábitat físico.

El IHF consta de siete bloques o apartados en los que se valora de manera independiente la presencia de distintos componentes en el cauce fluvial. La puntuación final del índice es el resultado de la suma de la puntuación obtenida en cada uno de los bloques y nunca puede ser mayor que 100. El estadillo para el cómputo del IHF se presenta en el Anexo 1.

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 2, indicando el valor máximo que puede alcanzar cada apartado del IHF.

Tabla 2.- Valores de Índice del Habitat Fluvial (IHF) medido en los Chorros del Río Mundo en las dos fases del estudio.

Apartados del IHF	Máximo	INVIERNO	VERANO
Inclusión rápidos - sedimentación pozas	10	10	10
Frecuencia de rápidos	10	8	2
Composición del sustrato	20	9	12
Régimen velocidad / profundidad	10	6	4
Porcentaje de sombra en el cauce	10	10	7
Elementos de heterogeneidad	10	8	8
Cobertura de vegetación acuática	30	0	0
Valor para el IHF	100	51	43

De estos resultados se deduce que es en los apartados de *composición del sustrato*, del *régimen velocidad / profundidad* y de la *cobertura de vegetación acuática* en los que menos contribuye el tramo de estudio a incrementar la diversidad de hábitat. Esto es lógico ya que, en cuanto al sustrato, el tratarse de un sector fluvial de cabecera hace que sean inexistentes los elementos más finos como arenas y arcillas o limos que, aún siendo escasa la velocidad de corriente, son susceptibles de ser arrastrados aguas abajo. En cuanto al régimen velocidad / profundidad, las características de tramo de cabecera con fuerte pendiente no favorecen, incluso en épocas de mayor caudal, la existencia de pozas que contribuyan a una mayor diversidad de hábitats. Por último, la escasa vegetación acuática en el tramo de estudio, representada tan solo por pequeñas manchas casi inapreciables de epilíton hace que se registre una cobertura nula en cualquier período de muestreo.

En definitiva, se puede resumir que el índice de hábitat fluvial (IHF) proporciona unos valores intermedios del mismo, más bajos en verano (menor caudal global) que en invierno, aunque suficientes para favorecer un cierto grado de riqueza de las comunidades biológicas.

APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL BOSQUE DE RIBERA (QBR (Munné et al., 1998))

Entre los aspectos a considerar para cuantificar y calificar la “calidad ecológica” de los ecosistemas acuáticos, propuestos por la Directiva Marco del Agua (DMA) (European Parliament and Council, 2000), las riberas constituyen uno de los más importantes. Las razones son obvias y obedecen por una parte a sus valores naturales (elevada riqueza y diversidad florística y faunística) (Girel & Manneville, 1998; Ward, 1998); a la posibilidad de diversificación del paisaje incorporando elementos biogeográficos en cierta manera anómalos (González Bernáldez, 1988); a su capacidad para incidir sobre la calidad ambiental del ecosistema acuático que rodea, a través del control de la temperatura del agua (Beschta et al., 1997), de la entrada de materiales orgánicos externos (p.e. Fisher & Likens, 1973) y de los nutrientes (Schade et al., 2001; 2002) e incluso por su capacidad para diseñar microambientes terrestres (Brososfske et

al., (1997) y acuáticos utilizados para diversas funciones por los organismos (Gregory et al., 1991). Además, la vegetación ribereña juega un papel esencial en la retención y atenuación de los efectos destructores de las avenidas de agua (Decamps, 1996).

Como zona de transición o interfase (Mistch et al., 1994) ha sido muy estudiado su función de “filtro” y, en cierta medida de sistema “depurador” (Osborne & Kovacic, 1993; Haycock et al., 1996), aunque queda mucho por conocer sobre su función como “comunicador” entre el ecosistema acuático y su entorno terrestre y como “corredor” en el sentido longitudinal (Burbrink et al., 1998; Naiman et al., 2000; Puth & Wilson, 2001). Recientemente se le está prestando mucha atención a las relaciones complejas que se establecen entre el flujo natural de agua y su variabilidad anual sobre la estructura y organización de la vegetación de los bosques ribereños (Pettit et al., 2001; Shafroth et al., 2002).

Todos estos valores y funciones que ostentan los bosques de ribera les hacen excelentes indicadores de la gestión del territorio y este es el sentido de su inclusión como elemento clave para la calificación del estado ecológico de los ríos. Sin embargo, las riberas siempre han estado en conflicto con el hombre, puesto que en ellas se ha desarrollado todo tipo de actividades con distinto grado de impacto (agricultura de regadío, ganadería-pastoreo, vías de comunicación, etc) (Chaney et al., 1990). Hoy día las riberas se encuentran en un estado importante de degradación general, lo cual ha generado una fructífera línea de trabajo cuyo objetivo es diseñar y ensayar técnicas de restauración (p.e. Campbell et al., 1998; González del Tánago & García de Jalón, 1998; Molles et al., 1998; González del Tánago, 1999).

No existen muchas propuestas para cuantificar la calidad ambiental de las riberas utilizando índices de fácil manejo y de aplicación sencilla, así que Munné et al. (1998; en prensa), propusieron el QBR (Índice de Calidad del Bosque de Ribera) que en cuatro bloques recoge distintos componentes y atributos de las riberas: -cobertura vegetal, -estructura de la vegetación, -naturalidad y complejidad del bosque ribereño y -grado de alteración del canal fluvial. El QBR consta de cuatro apartados en los que se cuantifica de manera independiente la calidad de distintos componentes de las riberas, en cuanto a su composición, conservación, amenazas a las que están sometidas, etc. La puntuación final del índice es el resultado de la suma de la puntuación obtenida en cada uno de los

bloques y nunca puede ser mayor que 100 de forma global ni mayor de 25 en cada uno de ellos. Los valores del índice se distribuyen en cinco rangos de calidad (>95: estado natural; 90-75: calidad buena; 70-55: calidad aceptable; 30-50: calidad mala; < 25: calidad pésima). El estadillo para el cómputo del QBR se presenta en el Anexo 2.

El valor obtenido para el QBR en el tramo fluvial de Los Chorros del Río Mundo ha sido de 100, como suma de la máxima puntuación (25) en cada uno de sus apartados como se muestra en la tabla 3.

Tabla 3.- Valor de Índice de Calidad del Ribera en el Río Mundo.

Apartados del QBR	Máximo	Chorros del Río Mundo
Cobertura	25	25
Estructura	25	25
Calidad vegetación	25	25
Naturalidad	25	25
Valor para el QBR	100	100

En este tramo, a diferencia de lo que ocurre con la mayoría de los tramos fluviales de la cuenca del Segura, encontramos un muy buen estado de conservación de la vegetación de ribera, con buena representación de los estratos arbóreo (*Fraxinus angustifolia*, *Salix purpurea*, *S. atrocinerea*), arbustivo (*Juncus inflexus*, *Lonicera* sp., *Ranunculus* sp., *Rosa* sp., *Scirpus holoschoenus*, *S. lacustris*, *Typha angustifolia*,) y herbáceo (*Mentha aquatica*, *M. rotundifolia*, *Nasturtium officinale*) (Foto 2).

LAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS DEL TRAMO FLUVIAL DE LOS CHORROS DEL RÍO MUNDO: APLICACIÓN DEL ÍNDICE IBMWP (=BMWP')

Los estudios sobre comunidades fluviales de macroinvertebrados bentónicos en la vertiente mediterránea de la Península Ibérica, y en general de toda la Península, e Islas Baleares, se iniciaron decididamente en la década de los 80, centrados en aspectos

descriptivos de dinámica espacio-temporal y, con frecuencia, de las relaciones faunalidad fisico-química del agua. Casi paralelamente, surgió el interés por la vertiente aplicada de la macrofauna fluvial, como herramienta para la evaluación de la calidad biológica. Tales estudios de evaluación se han fundamentado, en su mayoría, en la propuesta anglosajona BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) de Armitage et al. (1983), cuya aplicación a los ríos peninsulares ha resultado generalmente satisfactoria tras su adaptación (IBMWP: Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1986; Alba-Tercedor, 1996).

La experiencia y uso de métodos biológicos para evaluar la calidad de las aguas de los ríos es amplia y de gran tradición en la Península Ibérica (Alba-Tercedor & Prat, 1992). Tanto en España, como en Portugal, en la última década se ha extendido de forma espectacular el uso de una adaptación del sistema británico de puntuación BMWP, conocida como índice BMWP' (Alba-Tercedor & Sánchez Ortega, 1988) y más recientemente como IBMWP, por lo que se ha seguido este método para evaluar la calidad del Río Mundo. Este índice divide la calidad de las aguas en cinco clases a los que se les puede asignar los mismos códigos de color que contempla la DMA, (“buena”= azul, “aceptable”= verde, “dudosa”= amarillo, “crítica”= naranja y “muy crítica”= rojo).

En la tabla 4 se presenta los valores obtenidos en las dos fases de muestreo en los Chorros del río Mundo. En el anexo 3, se presenta la ficha para el cálculo del IBMWP con la numeración de cada taxón y en el anexo 4 las familias recogidas en el tramo de estudio. Como se observa, los valores obtenidos superan en ambos periodos el de 100, por lo que son considerados como de buena calidad. La diferencia que se observa entre verano e invierno, solo es indicadora del aumento de la riqueza y diversidad en esta fase del ciclo hidrológico, aunque en ningún caso es indicadora de variaciones en la calidad biológica del sistema.

Tabla 4.- Valores del índice IBMWP obtenidos en los Chorros del Río Mundo en la dos fases del estudio.

Invertebrados acuáticos	Máximo	INVIERNO	VERANO
-------------------------	--------	----------	--------

Nº Taxones	86	33	31
IBMWP	162	137	162
IASPT	6,2	6	5,8

ASPECTOS FUNCIONALES DE LOS CHORROS DEL RIO MUNDO Y SU UTILIDAD PARA DETERMINAR LA CALIDAD ECOLÓGICA

DESCRIPCIÓN DEL TRAMO DE ESTUDIO

Para llevar a cabo esta parte del estudio se seleccionó un tramo de 50 metros de longitud de cauce en la base del Calar (Foto 3). El bosque de ribera situado a ambos lados del mismo, densamente poblado, está constituido por todos los estratos típicos (arbóreo, arbustivo, herbáceo, lianoide, etc) (Foto 2).

El cauce se estructura en pozas (“pools”) y zonas de corriente (“riffles”) alternativas que generan una gran diversidad de habitats.

El sustrato del cauce está constituido por arenas, gravas y bloques de forma mayoritaria. Destaca la casi ausencia de macrófitos (únicamente se encontraron algunas manchas de *Ranunculus* sp. aisladas y musgos), aunque el epilíton (algas incrustadas en los materiales sólidos del cauce) puede ser abundante y cubrir buena parte del cauce en verano (Foto 4). Destaca la cantidad de hojarasca proveniente del bosque de ribera (Foto 5).

METODOLOGIA

El muestreo abarcó las dos fases del ciclo hidrológico (invierno: 20-21/12/01 y verano: 30-31/07/02) para recoger los extremos de variabilidad estacional del sistema.

En el tramo de estudio se seleccionaron 6 transectos (uno cada 10 metros) donde se analizó y cuantificó la estructura física del cauce, la profundidad de la lámina de agua y todos los parámetros necesarios para la estima del caudal (anchura de la lámina de

agua, profundidad y velocidad de la corriente) (Foto 6). Para medir la velocidad de la corriente se empleó un correntímetro electromagnético M 201 D. En el Anexo 5 se presenta la metodología seguida para su cálculo.

El total de la superficie cubierta por agua y por los distintos sustratos físicos (Tabla 5) y biológicos (algas, macrófitos, epiliton, etc) se cuantificó extrapolando los datos obtenidos en cada uno de los transectos.

Tabla 5.- Tipología de los materiales que constituyen el sustrato del cauce de los ríos (modificada de Giller & Malmqvist, 1998).

Nº (ms ⁻¹)	SUSTRATO	DIMENSION	VELOCIDAD
			MOVER PARTICULAS
1	Roca sólida		
2	Guijarros	> 30 cm diámetro	3-2
3	Cantos rodados	5-30 cm	1.5-1
4	Grava	0.3-5 cm	0.75-0.5
5	Arena	< 3 mm	0.25-0.1
6	Arcilla	textura coloidal	
7	Margas	gris	

Se midieron un total de 4 parámetros hidroquímicos (temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto y saturación de oxígeno) durante un ciclo de 24 horas con el fin de detectar la variabilidad diaria de estos parámetros. Para la temperatura del agua se empleó un termómetro de alcohol, para el pH un pH-metro Crison y para el oxígeno se utilizó un oxímetro WTW, Oxi 197-S.

En el bosque de ribera (Foto 3) se midió la temperatura del aire diaria para compararla con otra realizada fuera del mismo (Foto 7). Igualmente se realizaron curvas diarias de luz (μ Einstein m⁻² s⁻¹) en las dos fechas de muestreo. La luz se midió con el luxímetro LX-101 del que se obtienen luxes (1 lux \sim 0.01953 μ Einstein m⁻² s⁻¹) (Wetzel & Likens, 1991)

Para la estima de biomasa de hojarasca se utilizó una unidad de muestreo de 285 cm², con la que se recogió el total de material vegetal que contenía. El protocolo de

muestreo y el tratamiento de las muestras se especifica en el Anexo 6. La medida de biomasa se obtuvo como g Peso Seco m⁻².

Con el fin de obtener medidas de la producción primaria y respiración en el área de estudio, en las dos fases del ciclo hidrológico estudiado se realizaron medidas diarias (durante 24 horas incluyendo periodos de luz y de oscuridad) de temperatura del agua y de oxígeno disuelto. Las medidas se realizaron en una poza (habitat deposicional) y en una zona de corriente (habitat erosional) (Foto 8). La producción primaria bruta (PPB) y la respiración de la comunidad se obtuvieron a partir de la técnica de la curva diaria de oxígeno de Odum (1956). El cálculo se describe detalladamente en Hall & Moll (1975) y Molla (1994).

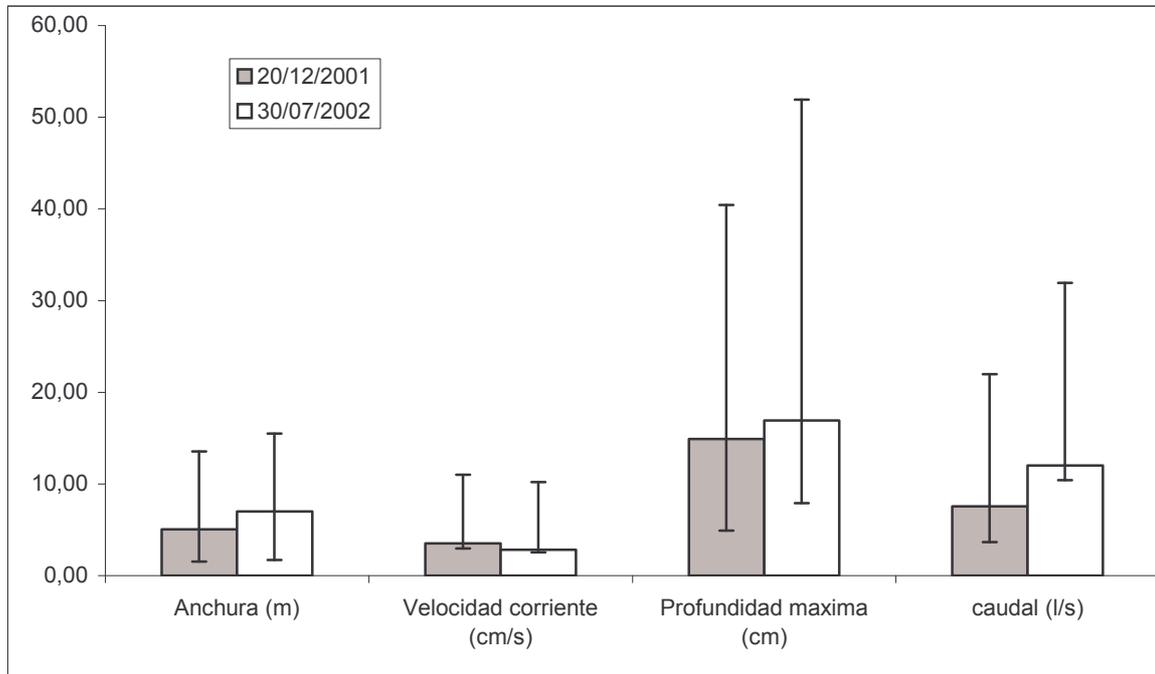
Por último, se estimó la biomasa de epilíton como Clorofila *a*, durante el verano. Para ello se recogieron piedras de cauce, que se conservaron en frío hasta la llegada al laboratorio. Una vez allí, se rasparon las superficies cubiertas de epilíton y el extracto se filtró para realizar la extracción en metanol como se describe en Tett et al, (1975). Para estimar la superficie cubierta por epilíton se proyectaron las superficies de la piedra sobre papel milimétrado para calcular el área total. La medida de biomasa se expresa como mg clorofila *a* cm⁻².

ESTRUCTURA FÍSICA DEL TRAMO DE ESTUDIO: LOS PARÁMETROS FÍSICOS

En la Figura.1 se presentan los valores medios, máximos y mínimos de los distintos parámetros físicos medidos en los seis transectos realizados en el tramo de estudio.

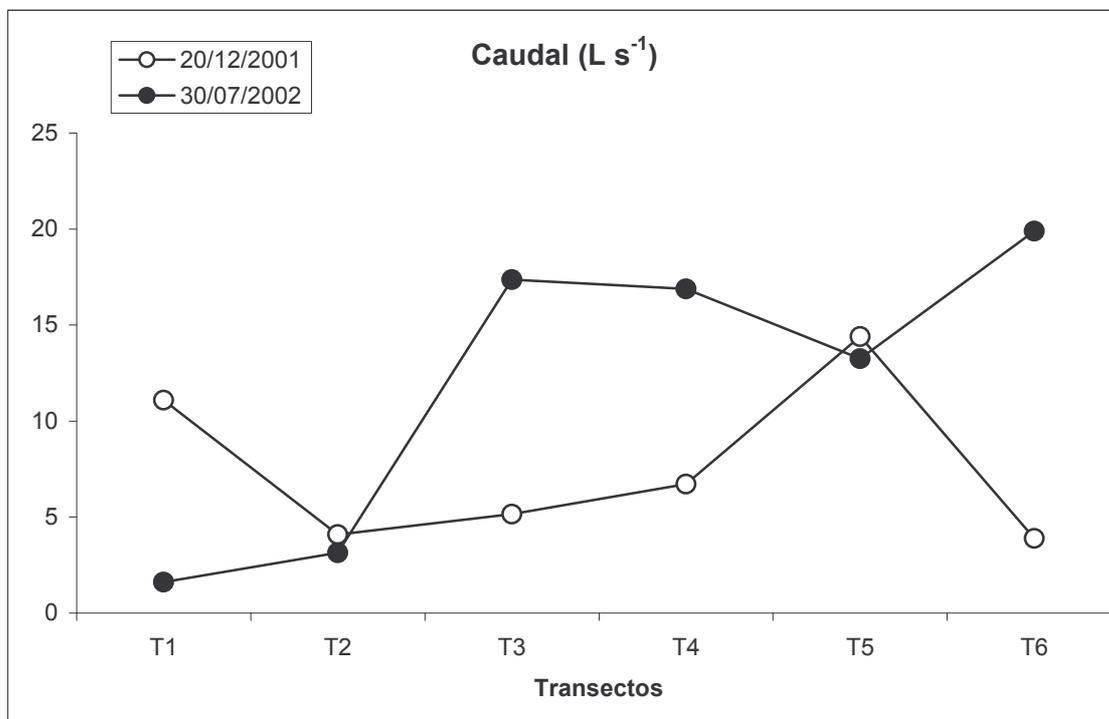
En general, la anchura del cauce fue mayor en verano (7 m) que en invierno (5.04 m), al igual que ocurre con la profundidad media (16,92 y 14,92 cm, respectivamente), sin embargo la velocidad de la corriente fue mayor en invierno (3,51 cm s⁻¹) poniendo de manifiesto el predominio de zonas de corriente (“riffles”) en esta fase del ciclo hidrológico.

Figura 1.- Valor medio (n = 6), máximo y mínimo de distintos parámetros físicos medidos en los transectos realizados en el área de estudio durante para las dos fechas de muestreo.



En cuanto al caudal, los valores medios más altos se detectaron en verano (12,03 L s⁻¹). Su evolución espacial en los seis transectos se presenta en la Figura.2 Las importantes variaciones que se observan a lo largo del cauce pueden deberse a las entradas y salidas del agua hacia el hiporreos. La dominancia del sustrato no compactado y el tratarse de un sistema carstico hace pensar que este intercambio debe ser muy activo. Además esto explicaría también porqué hay más caudal en verano que en invierno.

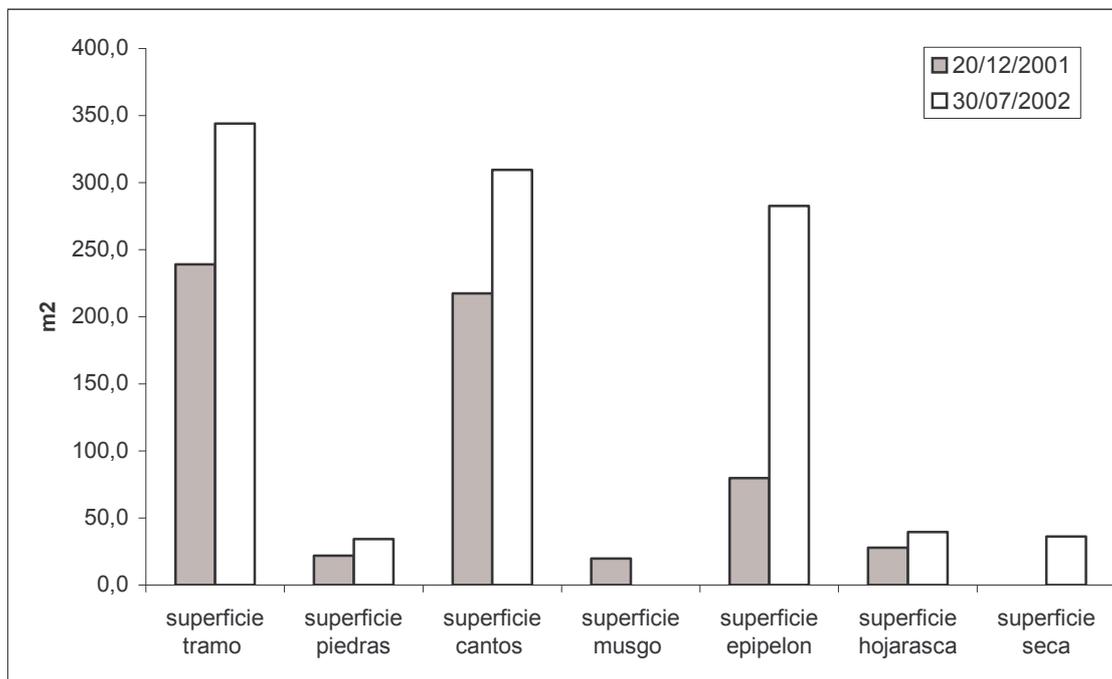
Figura 2.- Valores de caudal ($L s^{-1}$) en cada uno de los transectos realizados en el área de estudio durante las dos fechas de muestreo.



En cuanto a la superficie total ocupada por la lámina de agua, es mayor en verano ($344 m^2$) que en invierno ($239 m^2$). En la Figura 3 se presenta la superficie ocupada por los distintos tipos de sustratos físicos y biológicos. En todos los casos hay mayor superficie en verano que en invierno, aunque hay que destacar la ausencia de musgos en verano y la de superficies secas en invierno.

En porcentaje (Figura 4) tanto en invierno como en verano, el sustrato de cantos y el perifiton (epiliton) ocupan gran parte de los transectos realizados en el área de estudio.

Figura 3.- Superficie ocupada por los distintos tipos de sustratos físicos y biológicos en el área de estudio.



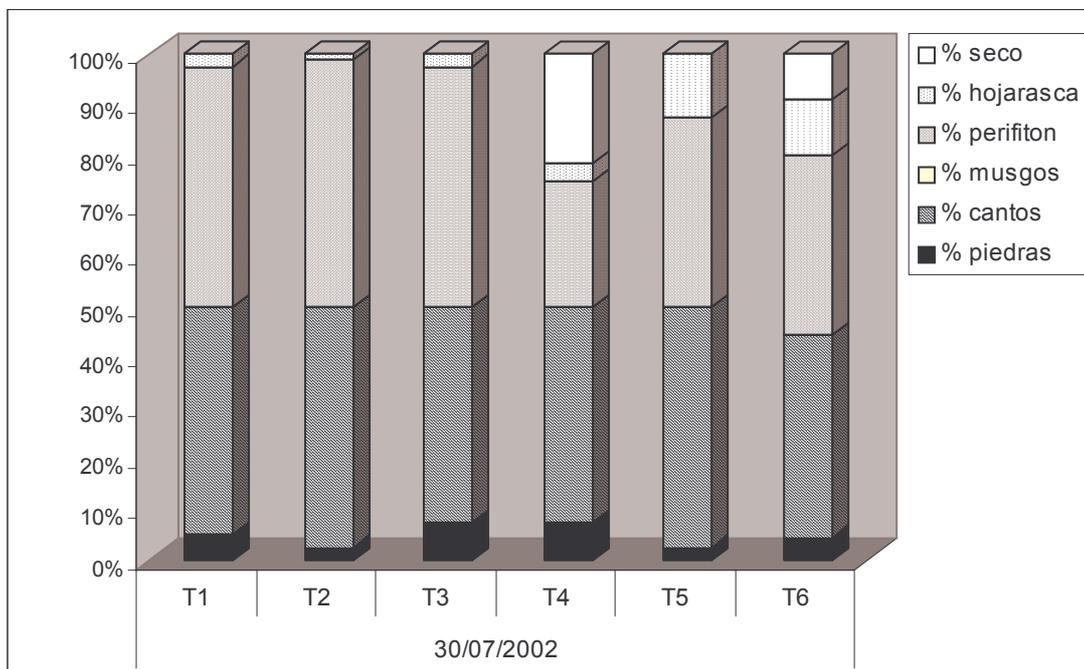
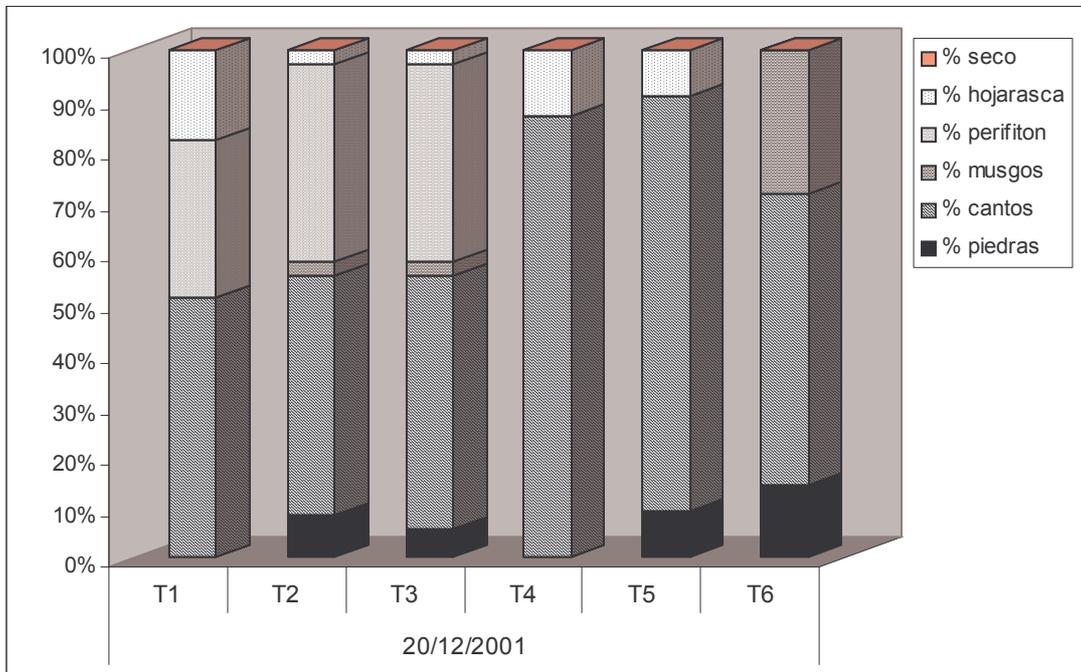
ASPECTOS FISICO-QUIMICOS DEL TRAMO DE ESTUDIO: LOS PARÁMETROS HIDROQUIMICOS

VARIACIÓN ESTACIONAL

En relación con los parámetros físico-químicos medidos, la temperatura del agua fue mayor en verano que en invierno, como era esperable. La diferencia entre el valor máximo detectado y el mínimo, en ambos muestreos y para los dos habitats estudiados, fue de 3 °C (Tabla 6).

Se trata de aguas alcalinas con pH que rondan la neutralidad (Tabla 6). El valor máximo en todos los muestreos y habitats fue de 8.35, registrado en el habitat deposicional en invierno, al igual que ocurre con el valor mínimo (6.18) obtenido en la misma fecha y habitat.

Figura 4.- Porcentaje de sustratos físicos y biológicos medidos en cada uno de los transectos realizados en el área de estudio, para cada periodo de muestreo.



En cuanto al oxígeno disuelto, su concentración media fue mayor en invierno que en verano (Tabla 6). Sin embargo, los valores extremos, máximo y mínimo, se

registraron en verano, en el habitat deposicional el primero ($12.8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) y en el erosional el segundo ($7.6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$). El porcentaje de saturación de oxígeno responde al mismo esquema anterior. Hay que señalar, no obstante, que no siempre el sistema alcanza la saturación de oxígeno.

Tabla 6. Valores medios, máximos y mínimos y desviación estándar (SD) de los parámetros físico-químicos medidos en los habitats del área de estudio.

	20-21/12/01		30-31/7/02	
Tª agua (°C)	DEPOSICIONAL	EROSIONAL	DEPOSICIONAL	EROSIONAL
Media (n=10;11)	4,614	4,327	14,167	14,189
max	7,000	5,000	16,000	16,000
min	4,000	3,500	13,000	13,000
SD	0,918	0,584	1,061	1,059
pH				
Media (n=10; 5)	6,794	7,158	7,548	7,545
max	8,350	7,870	7,690	7,800
min	6,180	6,690	7,400	7,400
SD	0,716	0,429	0,123	0,190
O ₂ disuelto (mg L ⁻¹)				
Media (n=10;11)	10,925	11,189	8,984	8,709
max	11,560	11,720	12,800	11,800
min	10,200	10,650	8,200	7,600
SD	0,460	0,341	1,335	1,177
Saturación O ₂ (%)				
Media (n=10;11)	95,254	97,590	87,508	84,853
max	103,000	103,100	124,200	114,500
min	88,300	92,200	79,720	75,370
SD	5,074	3,976	12,979	11,613

VARIACIÓN DIARIA

En las Figuras 5, 6 y 7, se presentan la variación diaria de la temperatura del agua, pH y oxígeno disuelto registrados en los dos habitats seleccionados en las dos fases del ciclo hidrológico.

En general, los valores más altos de temperatura del agua se detectaron en las primeras horas de la tarde (hora solar), en invierno y un poco antes (al mediodía), en

verano y los más bajos durante la noche. Algo similar ocurre con el pH y el oxígeno disuelto. En ambos casos los valores más elevados coinciden con las horas de sol, aunque para el pH las variaciones son más aleatorias.

Existen correlaciones significativas entre la temperatura del agua y el oxígeno disuelto, negativas cuando se analiza el total de las muestras y en verano, y positiva en invierno, lo cual parece directamente relacionado con la menor solubilidad del oxígeno al aumentar la temperatura (Tabla 7). De igual manera existe una correlación positiva y altamente significativa entre el oxígeno disuelto y los valores de pH en el invierno y entre la temperatura del agua y el pH.

Figura 5.-Variación diaria de la temperatura del agua en los dos habitats estudiados durante las dos fases del ciclo hidrológico.

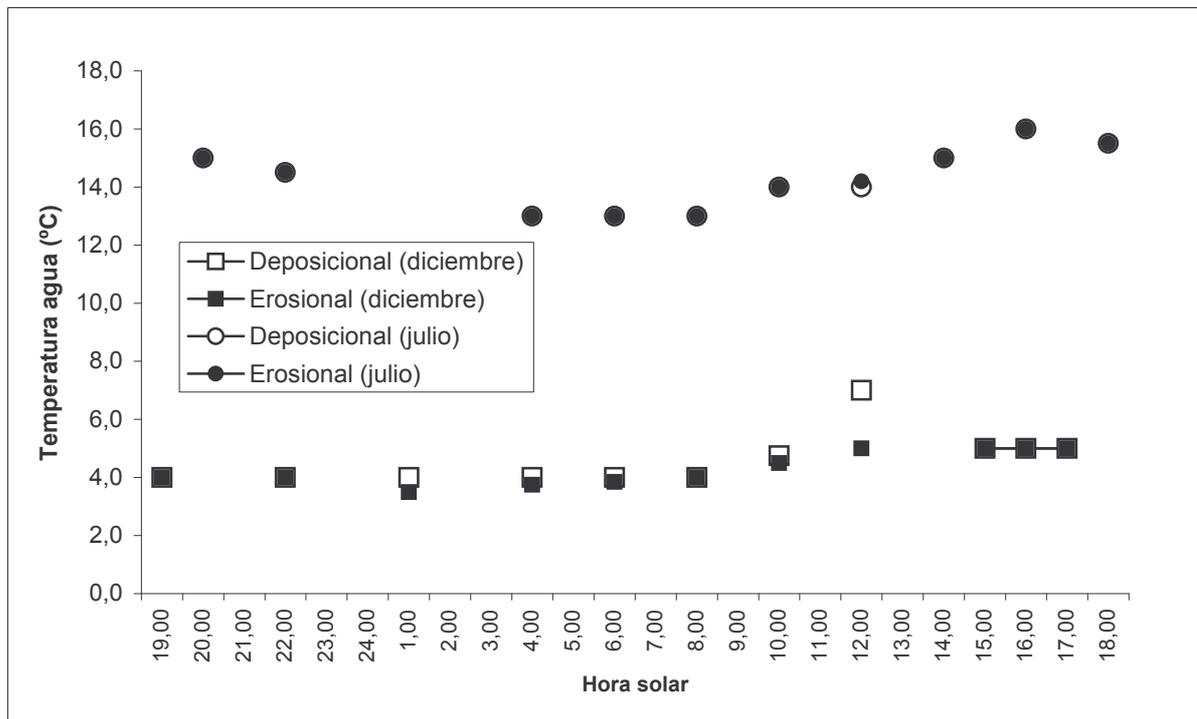


Figura 6.- Variación diaria del pH registrado en los dos habitats estudiados durante las dos fases del ciclo hidrológico.

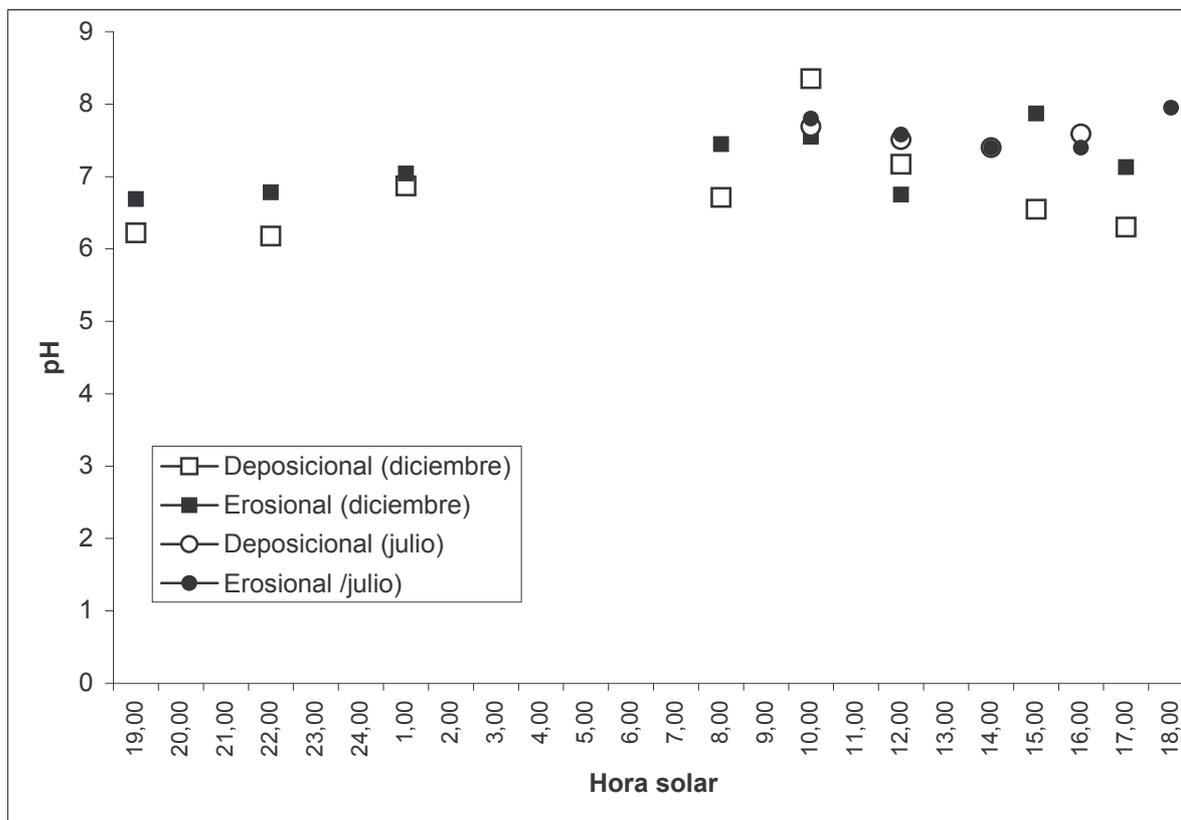
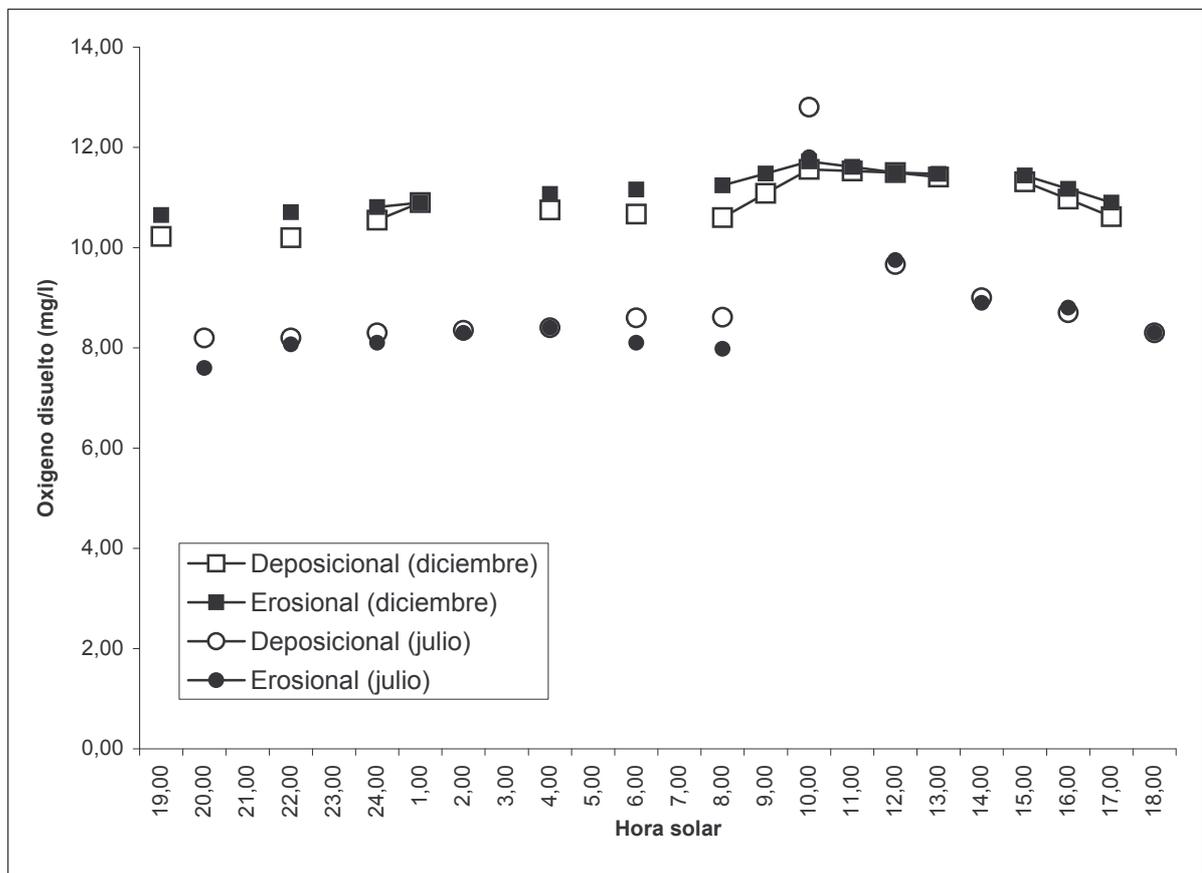


Tabla 7. Correlaciones (Spearman) entre las distintas variables físico-químicas analizadas. (***) $P < 0.001$; ** $P < 0.01$; * $P < 0.05$).

total muestras	n=39	pH	T ^a agua
	T ^a agua	0.5471***	
	Oxígeno Disuelto	-0.1642	-0.5835***
20-21/12/01	n=16		
	T ^a agua	0.2676	
	Oxígeno Disuelto	0.7875***	0.5522*
30-31/07/02	n=23		
	T ^a agua	-0.2625	
	Oxígeno Disuelto	-0.0292	-0.7708***

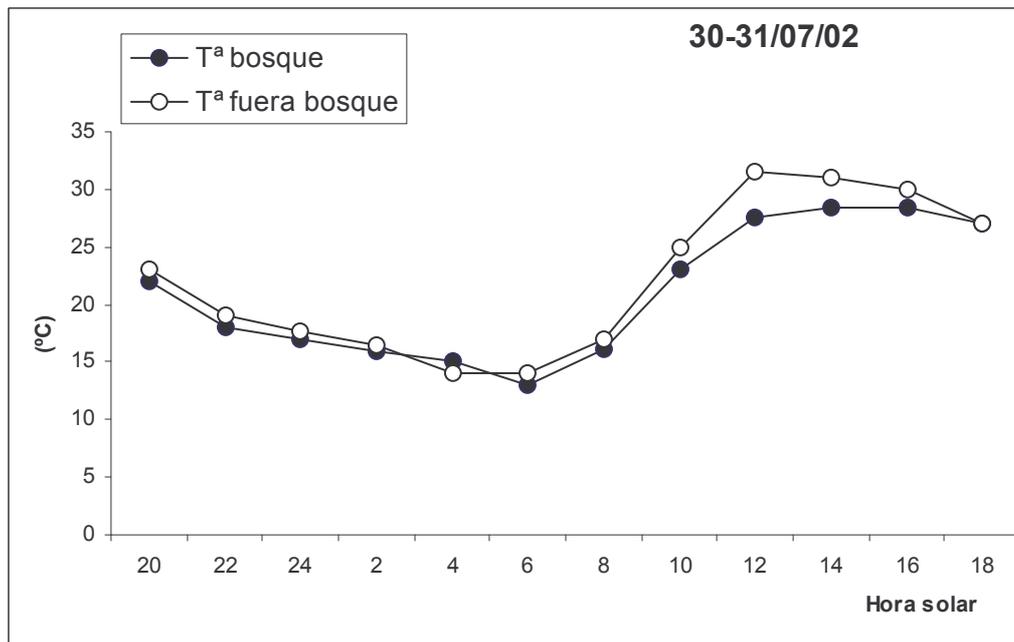
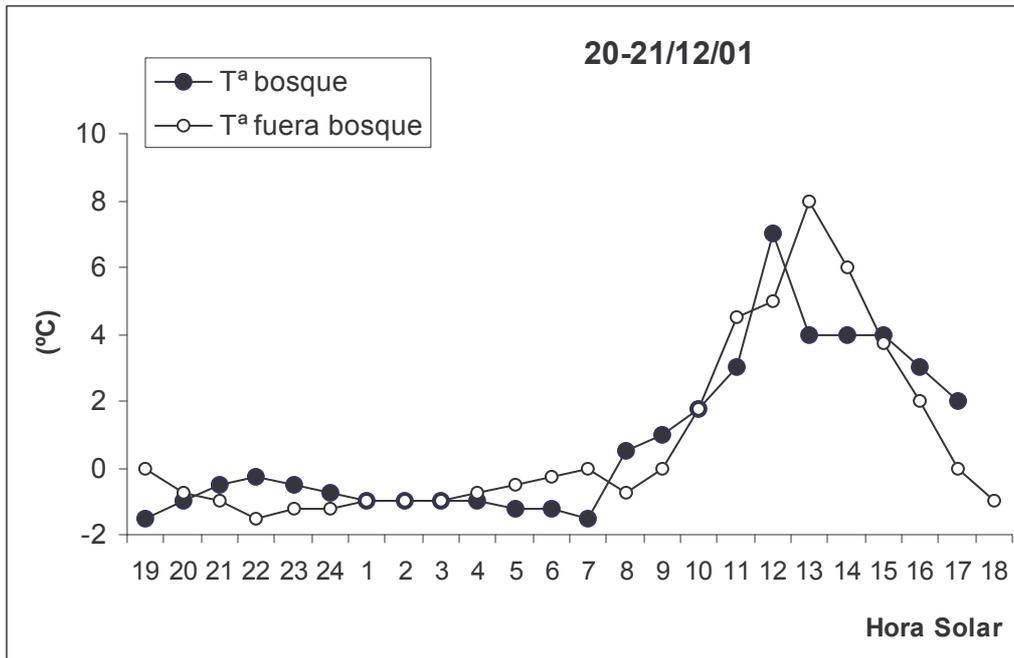
Figura 7.- Variación diaria del oxígeno disuelto en los dos habitats estudiados durante las dos fases del ciclo hidrológico.



EL PAPEL DEL BOSQUE DE RIBERA: EFECTOS MICROCLIMÁTICOS

Con el fin de analizar el papel amortiguador del bosque de ribera en la temperatura del aire, se analizó en las dos fases del ciclo hidrológico estudiadas la temperatura dentro y fuera del mismo. En la figura 8 se muestra los valores obtenidos y como se observa el efecto es más patente en verano que en invierno. En esta época la temperatura mínima alcanzada durante la noche fue, en ambos casos de $-1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, mientras que la máxima fue mayor fuera del bosque (8°C) que dentro (7°C). En verano, la amplitud térmica es menor dentro del bosque (13°C y $28,5\text{ }^{\circ}\text{C}$) que fuera ($14\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $31,5\text{ }^{\circ}\text{C}$), lo cual hace que la sensación de frescor sea mayor (Gonzalez-Bernaldez, 1988).

Figura 8.-Variación diaria de la temperatura del aire medida fuera y dentro del bosque de ribera.

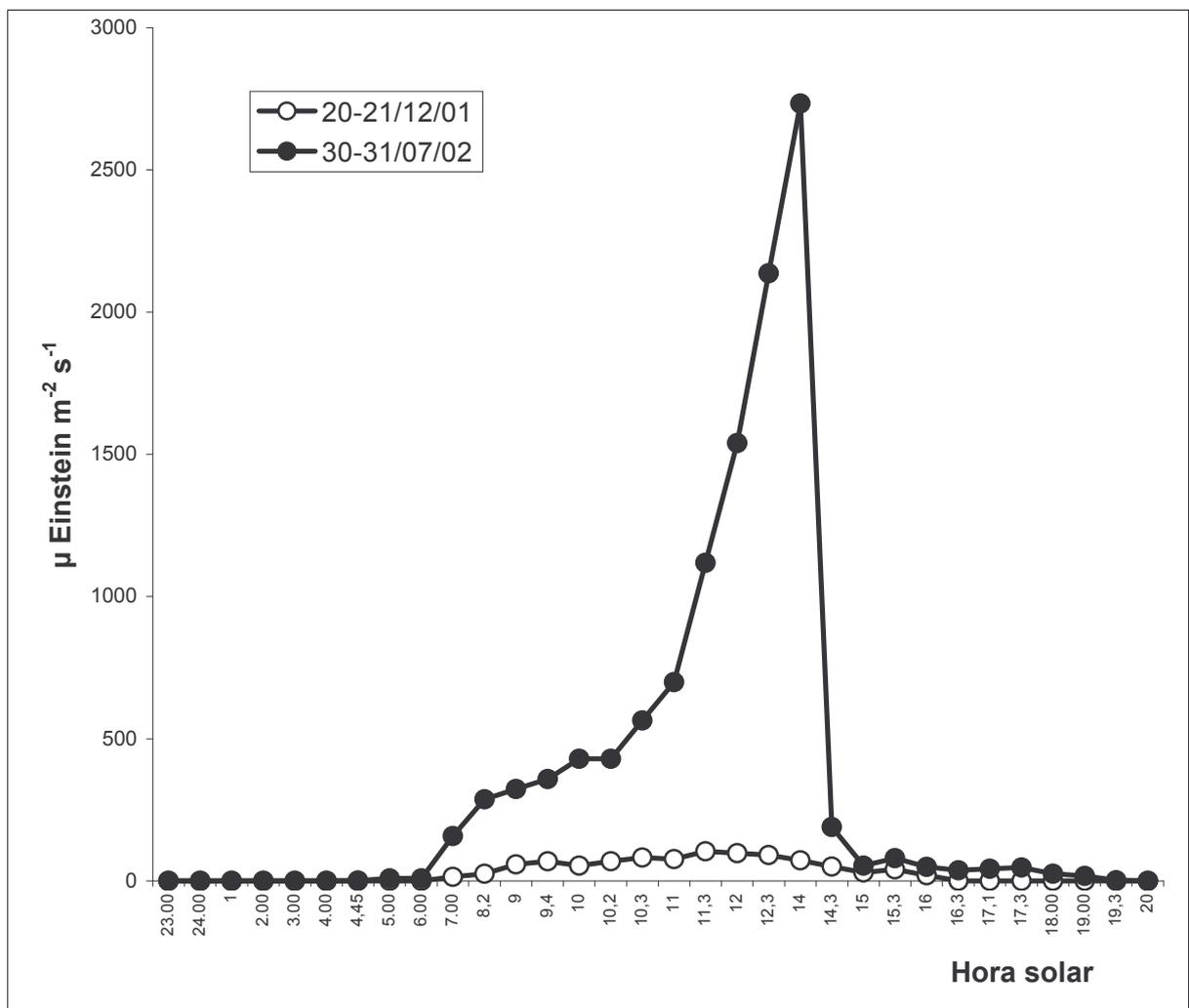


LA RADIACIÓN SOLAR

El carácter caducifolio de los árboles ribereños permite la penetración de la radiación solar en invierno, cuando ese factor es bioclimáticamente positivo (Gonzalez-Bernáldez, 1988). La luz como factor determinante de la producción primaria, fue

medido en las dos fases estudiadas. Durante el verano se supera en 10 veces, al menos, la intensidad lumínica durante las horas de luz. El valor más alto se alcanzó en verano a las 14 horas ($2734,2 \mu\text{Einstein m}^{-2} \text{s}^{-1}$). En invierno el valor más elevado se alcanzó a las 11,30 horas ($104,1 \mu\text{Einstein m}^{-2} \text{s}^{-1}$). El aumento de la radiación en verano se produce en dos sentidos, por un lado lo hace en intensidad y por otra, en relación al número de horas de luz (Figura 9).

Figura 9.- Radiación fotosintéticamente activa (PAR) medida en los dos fases del ciclo hidrológico estudiado en los Chorros del Río Mundo.



LA MATERIA ORGANICA PARTICULADA EN EL TRAMO DE ESTUDIO

La importancia de la materia orgánica en la dinámica fluvial es uno de los grandes tópicos de la ecología de las aguas corrientes. Su importancia radica fundamentalmente en que los restos vegetales, tanto autóctonos (producidos dentro del cauce: algas, macrófitos, etc) como alóctonos (provenientes del entorno terrestre) son el alimento fundamental de los organismos heterótrofos.

En los ríos de cabeceras, la principal fuente de carbono proviene de la materia orgánica procedente de medio terrestre, sobretodo del bosque ribereño cuando está en buen estado de conservación. Dado las características riparias del Río Mundo en los Chorros, una de las estimas que se realizó fue la de una medida de la biomasa de hojarasca procedente de la vegetación ribereña.

Tabla 8. Estimas de la biomasa de hojarasca (g Peso Seco m⁻²) producidas en el Río Mundo, en las dos fases del ciclo hidrológico estudiado y reducción de peso.

n=4	20/12/2001	30/07/2002
Biomasa (g Peso Seco m ⁻²)	650,18	130,74
Total en el tramo (g Peso Seco)	18133,53	5177,18
Superficie del tramo (m ²)	239,0	344,0
<hr/>		
días transcurridos	221	
reducción de peso seco (g m ⁻²)	519,44	
% de reducción	79,89	

Como se observa en la Tabla 8, la biomasa de materia orgánica gruesa fue mayor en invierno que en verano. De hecho se triplica la cantidad total estimada en el tramo de estudio (18133.53 y 5177.18 g Peso Seco, respectivamente).

Una medida simple de la tasa de descomposición de dicho material resulta de estimar la pérdida de peso en un periodo dado. Para el Río Mundo ésta resulta del orden del 80 % de reducción de la biomasa producida en otoño-invierno y procesada durante la primavera-verano.

METABOLISMO GLOBAL DEL TRAMO DE ESTUDIO

En la Tabla 9 se presentan algunos parámetros de interés metabólico registrados en el Río Mundo durante las dos fases del ciclo hidrológico analizado, en los dos habitats seleccionados.

El valor medio de producción primaria bruta del Río Mundo (PPB) fue de $0.2 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, mientras que la respiración fue de $1.53 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. El valor máximo de PPB ($0.45 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) se registró en verano en el habitat deposicional, mientras que el más bajo ($0.05 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) se obtuvo igualmente en verano en el habitat erosional. La máxima respiración se obtuvo en verano en el habitat deposicional ($2.96 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), mientras que el valor más bajo se dio en el habitat erosional durante el invierno ($0.13 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$).

Tabla 9. Parámetros de interés metabólico registrados en el Río Mundo durante el periodo de estudio.

	20-21/12/01		30-31/07/02	
	DEPOSICIONAL	EROSIONAL	DEPOSICIONAL	EROSIONAL
Profundidad media (m)	0.15	0.15	0.25	0.05
T ^a media del agua (°C)	4.61	4.33	14.17	14.19
T ^a máxima (°C)	7.00	5.00	16.00	16.00
T ^a mínima (°C)	4.00	3.50	13.00	13.00
Desviación standard	0.92	0.58	1.06	1.06
O ₂ media (mg/l)	10.92	11.19	8.98	8.71
O ₂ máxima (mg/l)	11.56	11.72	12.80	11.80
O ₂ mínima (mg/l)	10.20	10.65	8.20	7.60
Desviación standard	0.46	0.34	1.34	1.18
O ₂ media (% saturación)	95.25	97.59	87.51	84.85
O ₂ máxima (% saturación)	103.00	103.10	124.20	114.50
O ₂ mínima (% saturación)	88.30	92.20	79.72	75.37
Desviación standard	5.07	3.98	12.98	11.61
K ₂ (20°C) (h ⁻¹)	0.023	-0.004	0.075	0.053
Producción Primaria Bruta (PPB) (gO ₂ /m ² /día)	0.115	0.19	0.45	0.05
Respiración Comunidad (Res) (gO ₂ /m ² /día)	0.43	0.13	2.96	2.58
Metabolismo Neto Diario (MND) (gO ₂ /m ² /día)	-0.315	0.06	-2.51	-2.53
PPB/Res	0.267	1.46	0.152	0.0194

Únicamente en invierno, en el habitat erosional el índice P/R es mayor que 1, al igual que resulta positivo el metabolismo neto diario (MND) ($0.06 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), lo

cual parece indicar un cierto grado de autotrofia del sistema en esta época del año. Sin embargo, la dominancia de valores del índice menores de 1 (Tabla 9) y de valores negativos del MND durante la mayor parte del año, denuncian el carácter heterótrofo de los procesos metabólicos que ocurren en el Río Mundo.

Durante el verano, se recogieron muestras de epilíton con el fin de obtener una estimación de su biomasa como clorofila *a*. El valor medio ($n = 4$) fue de 451.05 mg Clorofila *a* cm^{-2} .

VALORACIÓN FINAL

La estructura y composición del sustrato y su evolución en el tiempo son indicadores de la existencia de procesos dinámicos hidrológicos en el tramo de estudio. En el río Mundo predominan los materiales gruesos, lo cual indica que el arrastre y erosión de los materiales finos es muy activo, tanto en invierno como en verano. Durante esta fase, la superficie del tramo es mayor que la ocupada durante el invierno (Figura 3), sin embargo, se produce una disminución de la velocidad de la corriente y aparecen superficies secas que indican claramente la fase de desecación que ocurre durante el estiaje.

En cuanto a los sustratos “biológicos”, durante el verano se produce un aumento espectacular (más de tres veces) de la superficie ocupada por el epilíton, es decir el biofilm que crece sobre piedras y sustratos duros. En los ríos en general, y en los mediterráneos, en particular, el largo fotoperíodo durante el verano, la temperatura del agua relativamente alta, y la disponibilidad de nutrientes (sobre todo durante la primavera) influye positivamente sobre la cantidad de productores primarios del sistema (Sabater & Sabater, 1992). En efecto, como se observa en la Figura 8, tanto la intensidad de la luz como la cantidad de horas al día, aumentan significativamente de invierno (8 horas) a verano (15 horas). Esto a pesar de que el tramo de estudio está cubierto por un bosque de ribera bien conservado y muy espeso, lo cual unido a que se sitúa al abrigo del Calar de Mundo (el macizo carstico del que se alimenta el caudal), hace que la luz incidente pudiera llegar a ser un factor limitante de la producción.

La temperatura del agua, en efecto, es más cálida en verano (no disminuye de 13 °C durante la noche) que en invierno, lo cual favorece el crecimiento vegetal. Por último, la cantidad de nutrientes es otro factor a tener en cuenta. Aunque no se han realizado medidas de nitrógeno y fósforo durante el periodo de estudio, otros trabajos previos (Vidal-Abarca, 1985; Vidal-Abarca et al, 1991) proporciona valores inapreciables de ortofosfatos y relativamente altos de nitratos en invierno ($27.0 \mu\text{g-at L}^{-1}$). Los silicatos son muy bajos en verano ($38.9 \mu\text{g-at L}^{-1}$) presumiblemente porque están siendo utilizados por las diatomeas.

Además, la descomposición de la hojarasca proveniente de las riberas, libera materiales solubles fácilmente utilizables por los productores primarios (Hauer & Lamberti, 1996; Webster et al., 1999). La producción de hojarasca es muy alta en el tramo de estudio, lo cual debe contribuir a aumentar la disponibilidad de los nutrientes. En ríos pequeños de la región templada con importantes bosques de ribera, la entrada de material alóctono puede superar los $1000 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Webster et al, 1995). En nuestro caso, la cantidad de hojarasca recogida en las muestras de invierno ($650.2 \text{ g Peso Seco m}^{-2}$), cuando ya ha finalizado la caída de las hojas en otoño, hace suponer unos valores anuales muy cercanos a los $1000 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Además la tasa de descomposición también resulta lo suficientemente elevada (casi el 80 % de reducción del peso en 221 días) en los días transcurridos entre la muestra de invierno y la de verano, como para suponer que prácticamente la totalidad de material en el tramo de río Mundo estudiado, se descompone anualmente.

Pero la principal importancia de la materia orgánica bentónica es su papel en la dinámica funcional como sustento de las comunidades de heterótrofos. En efecto, muchos autores (p.e. Fisher & Likens, 1973; Richardson, 1992) han demostrado que en ríos de cabecera, como el que nos ocupa, la principal fuente de carbono se debe a las entradas alóctonas de material vegetal procedente del entorno terrestre. Es de suponer que la dinámica de la materia orgánica alóctona no está sustancialmente alterada por las actividades humanas dado que la comunidad de invertebrados acuáticos recogida en el tramo de estudio es lo suficientemente diversa como para proporcionar valores del índice IBMWP muy elevados (entre 85 y 162).

Todo lo anteriormente expuesto tiene un denominador común que es el papel que juega el bosque de ribera. En efecto, si la vegetación ribereña es la principal productora del material alóctono del que, como se ha visto, depende el flujo de energía y el ciclo de materia del sistema, también es cierto el papel que juega el bosque de ribera como “amortiguador” de la temperatura de cauce (Gonzalez del Tánago, 1999; Abell & Allan, 2002), a escala estacional (ver Tabla 6) e incluso diaria (ver Figura 5). Las variaciones diarias de los parámetros analizados son importantes para entender los factores de estrés a los que se encuentran sometidos los organismos acuáticos. En relación, por ejemplo, al oxígeno disuelto, su variación depende tanto de factores físicos, como la temperatura, como biológicos. La descomposición de la materia orgánica requiere cantidades importantes de oxígeno, la cual se suele acumular en las pozas y habitats deposicionales del cauce. Esta puede ser la razón por la que, tanto en invierno como en verano, se observa menor concentración de oxígeno disuelto en los habitats deposicionales que en los erosionales (ver Figura 7).

En cuanto a la producción del sistema, lo habitual en ríos calcáreos de la región templada con un bosque de ribera bien conservado, sería una secuencia en la que durante el invierno, cuando la temperatura es baja y la radiación solar relativamente alta (por la caída de la hoja), la producción primaria fuera relativamente baja, relacionada con el crecimiento de algas o formaciones epilíticas cuya respiración dominarían el metabolismo diario. En primavera, y sobretodo verano y parte del otoño, la producción primaria sería alta relacionada con las elevadas temperaturas y la luz, de manera que el metabolismo neto diario sería positivo (Guasch & Sabater, 1994). En el tramo del río Mundo estudiado, tanto la producción primaria bruta como la respiración es positiva en todos los casos y el metabolismo neto diario negativo (MND) (ver Tabla 9), lo cual indica la dominancia de procesos heterótrofos.

Tanto el MND como el cociente P/R (Producción / Respiración) son índices para determinar la dominancia de procesos heterótrofos o autótrofos del sistema. Sin embargo, hay que interpretarlos con cierta precaución (Meyer & Edwards, 1990). P/R mide la proporción de materia orgánica producida en un sistema en relación con la consumida por respiración, mientras que el MND mide la cantidad absoluta de materia orgánica que es producida o consumida. En el río Mundo, los valores de P/R varían entre 0.02 en verano en el habitat erosional y 1.46 en el mismo habitat pero en invierno.

Valores un poco más altos se obtienen en el río Chícamo en Murcia (1.52) (Suárez & Vidal-Abarca, 2000) y en el río Montesina (Córdoba) (Mollá, et al., 1994), ambos ríos donde dominan, al menos durante alguna época del ciclo hidrológico, procesos autotróficos.

Valores de P/R menores que 1 y negativos del MND, como los obtenidos en el río Mundo denuncian el carácter heterotrófico de los procesos metabólicos de este río.

En definitiva, el diagnóstico que se puede realizar del tramo del río Mundo estudiado es el de un río donde los procesos metabólicos son típicos de un sistema cuyas fuentes de materia orgánica son alóctonas.

AGRADECIMIENTOS

En los muestreos de campo nos acompañaron varios alumnos internos (Jose Luís, Javier, Viki, Pedro,...) a los que agradecemos su colaboración.

BIBLIOGRAFÍA

Abell, R. & J.D.Allan. 2002. Riparian shade and stream temperatures in an agricultural catchment, Michigan, USA. *Verh. Internat.Verein. Limnol.*, 28: 232-237.

Alba-Tercedor, J., 1996.- Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV SIAGA (Simposio del Agua en Andalucía)*, Almería, España, vol. 2: 203-213.

Alba-Tercedor, J. & Prat, N. 1992. Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological 14606 EN-FR, 1992- pollution indicators. En: *River Water Quality Ecological Assessment and Control*. P. Newman, A. Piavaux & R. Sweeting (Eds): 733-738. Commission of the European Communities, EUR III, Bruselas.

Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.

A.P.H.A. 1985. Standard methods for the examination of water and waste water. 16th ed. 769 págs. Washington.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & J. B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Beschta, R.L.; R.E. Bilby; G.W. Brown; L.B. Holtby; T.D. Hofstra.1987. Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. Pp.:191-232. In: E.O. Salo; T.W. Cundy (eds.). *Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions*. University of Washington. Institute of Forest Resources Contribution n° 57.

Boulton, A.J., 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshw. Biol.*: 41: 469-479.

Brosokske, K.D.; J. Chen; R.J. Naiman; J.F. Franklin.1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecol. Appl.*, 7: 118-1200.

Burbrink F.T, C.A.Phillips, E.J.Heske. 1998. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biol. Conserv.*, 86: 107-115.

Campbell I.C., P.J.Boon, B.L.Madsen, K.W.Cummins.1998. Objectives and approaches in lotic and riparian restoration projects. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 1295-1302.

Chaney, E.; W. Elmore; W.S. Platts. 1990. *Livestock grazing on western riparian areas*. U.S. Environmental Protection Agency. 45 pp.

Chovarec, A., Jäger, P., Jungwirth, M., Koller-Kreimel, V., Moog, O., Muhar, S., & Schmutz, ST. 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 422/423: 445-452.

Davies, P. E. 1994. National River Processes and Management Program Monitoring River Health Initiative. River Bioassessment Manual Version 1.0. Department of Environment, Sport and Territories, Canberra.

Decamps, H. 1996. The renewal of floodplain forests along rivers: a landscape perspective. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*; 26: 35-59.

EurAquaSTR8 (2001). Recommendations on setting reference conditions for surface waters. Helsinki. En resumen reunión REFCOND — Ispra.

European Parliament and the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community actions in the field of water policy. PECONS 3639/00.

Fisher, S.G. & G.E Likens. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.*, 43: 421-439.

Fox, A. M. 1996. Macrophytes. In: River biota. Diversity and Dynamics. G. Petts & P. Calow (eds): 27-44. Blackwell. Oxford.

- Giller, P.S. & B.Malmqvist. 1998. The Biology of streams and rivers. Oxford University Press. Oxford.
- Girel, J., O. Manneville. 1998. Present species richness of plant communities in alpine stream corridors in relation to historical river management. *Biol. Conserv.*, 85: 21-33.
- González-Bernaldez, F. 1988. Aspectos paisajísticos de las riberas. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.1988, Madrid. (inédito).
- González del Tánago, M. 1999. La restauración de los ríos y el paisaje fluvial. Pp.: 641-656. In: Homenaje a Don Angel Ramos Fernandez (1926-1998). Real Academia de Ciencias Exáctas, Físicas y Naturales; Academia de Ingeniería; Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- González del Tánago, M.; García de Jalón, D. 1998. *Restauración de Ríos y Riberas*. Mundi-Prensa. Madrid. 319 pp.
- Guasch, H. & S. Sabater. 1994. Primary production of epilithic communities in undisturbed Mediterranean streams. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, 25: 1761-1764.
- Gregory, S.V.; F.J. Swanson; W.A. McKee; K.W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zone. *Bioscience*, 41: 540-551.
- Hall, A.S. & R. Moll. 1975. Methods of assessing aquatic primary productivity. pp. 19-53. In: Lieth, H. & R.H.Whittaker.(Eds.). Primary productivity of the Biosphere. Springer-Verlag. New York.
- Hauer, F.R. & G.A. Lamberti. 1996. Methods in stream ecology. Academic Press. San Diego.
- Haycock, N.; T.P. Burt; K.W.T. Goulding; G. Pinay (eds.). 1996. *Buffer zones: Their processes and potential in water protection*. Quest Environmental. Harpenden, Hertfordshire, U.K.
- Hynes, H. B. N. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto press, Toronto.
- Karr, J. R. & Chu, E. W. 2000. Introduction: Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422/423: 1-14.
- Maher W., G.E. Batley, I. Lawrence. 2000,. Assessing the health of sediment ecosystems: use of chemical measurements. *Freshw. Biol.*: 41: 361-372.
- Meyer, J.L. & R.T. Edwards. 1990. Ecosystem metabolism and turnover of organic carbon along a blackwater river continuum. *Ecology*, 71: 668-677.
- Mitsch, W.J.; R.H. Mitsch, R.E. Turner. 1994. Wetlands of the old and new world: ecology and mangement. 3-56 pp. In: Mitsch, W.J.(ed.). *Global wetlans: old world and new*. Elsevier. Amsterdam.

- Mollá, S., 1994. Dinámica de la materia orgánica y metabolismo en un arroyo temporal del sur de España (Arroyo de la Montesina, Córdoba). Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Mollá, S., L. Maltchik, & C. Casado. 1994. Primeros datos sobre el metabolismo de un arroyo temporal mediterráneo de Sierra Morena (Córdoba). *Limnética*, 10: 59-67.
- Molles, M.C.Jr, C.S. Crawford, L.M. Ellis, H.M.Valett, C.N. Dahm. 1998. Managed flooding for riparian ecosystem restoration. *BioScience*; 48: 749-756.
- Munné, A., Solà, C., & Prat, N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- Naiman, R.J., S.R. Elliott, J.M. Helfield, T.C. O'Keefe, 2000. Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia*, 410: 79-86.
- Odum, H.T. 1956. Primary production of flowing water. *Limnol.Oceanogr.*, 1: 102-117.
- Osborne, L.L.; D.A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwat. Biol.*, 29: 243-258.
- Owen, R.; Duncan, W. & Pollard, P. (2001). Definition and establishment of reference conditions. Resumen reunión REFCOND — Ispra.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J.J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jaimez, P., Moyá, G., Prat, N., Robles, S., Toro, M. y Vidal-Abarca, M.R... El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética*, (este volumen).
- Pettit, N.E., R.H. Froend; P.M.Davies, 2001. Identifying the natural flow regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting western Australian rivers. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 17: 201-215.
- Puth L.M., K.A.Wilson. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: Lessons from rivers and streams. *Conserv. Biol.* 2001; 15: 21-30.
- Reynoldson, T. B., Norris, R. H., Resh, V. H., Day, K. E., & Rosenberg, D. M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16(4): 833-852.
- Richardson, J.S. 1992. Coarse particulate detritus dynamics in small, montane streams of Southwestern British Columbia. *Can. J. Fish.aquat. Sci.*, 49: 337-346.
- Sabater, S. & F. Sabater. 1992. Longitudinal changes of benthic algal biomass in a mediterranean river during two high production periods. *Arch. Hydrobiol.*: 124: 475-487.

- Schade, J.D., S.G.Fisher, N.B.Grimm, J.A.Seddon. 2001. The influence of a riparian shrub on nitrogen cycling in a Sonoran desert stream: *Ecology*, 82: 3363-3379.
- Schade, J.D., E.Martí, J.R.Welter, S.G.Fisher, N.B.Grimm. 2002. Sources of nitrogen to the riparian zone of a desert stream: Implications for riparian vegetation and nitrogen retention: *Ecosystems*, 5: 68-79.
- Shafroth, P.B., J.C. Stromberg; D.T. Patten, 2002. Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. *Ecol. Appl.*, 12: 107-123.
- Smith, R. L. & T. M. Smith. 2000. Elements of Ecology. 4th edition update. Adison Wesley Longman, Inc.
- Southwood, T.R.E. 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52: 3-18.
- Suarez, M.L. & M.R.Vidal-Abarca 2000. Metabolism of a semi-arid stream of south-east Spain. *Verh. Internat.Ver. Limnol.*, 27: 756-761.
- Thoms M.C., R.W. Ogden, M.A. Reid. 1999. Establishing the condition of lowland floodplain rivers: a palaeo- ecological approach. *Freshw.Biol.*: 41: 407-423.
- Vidal-Abarca, M.R.; C. Montes; M.L. Suárez; L. Ramírez-Díaz. 1987. El clima de la Cuenca del Río Segura: Factores que lo controlan. *Anales de Biología*, 12 (Ambiental, 3): 11-28.
- Vidal-Abarca, M.R., M.L. Suárez, A. Millán, R. Gómez, M. Ortega, J. Velasco, L. Ramírez-Díaz, & C. Montes 1991. Estudio limnológico de la Cuenca del río Mundo. *Jornadas sobre el medio natural albacetense*: 339-357.
- Vidal-Abarca, M.R., 1985, Las aguas superficiales de la Cuenca del Río Segura (SE de España). Caracterización físico-química en relación al medio físico y humano: Universidad de Murcia.
- Voelz, N. J. & J. V. McArthur. 2000. An exploration of factors influencing lotic species richness. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1543-1570.
- Ward J.V. 1998. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol. Conserv.*, 83: 269-278.
- Webster, J.R., J.B. Wallace, & E.F. Benfield. 1995. Organic processes in streams of the eastern United States. Pp. 117-187. In: Cushing, C. E., G.W Minshall, & K.W.Cummins (Eds.) *Ecosystems of the world 22. River and stream ecosystems*. Elsevier. Amsterdam.
- Webster, J.R., E.F. Benfield, T.P. Ehrman, M.A.Schaeffer, J.L. Tank, J.J. Hutchens, & D.J. D'Angelo. 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta: *Freshw. Biol.*, 41: 687-705.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 1991. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag. New York.

Wright, J. F., Moss, D., Armitage, P. D. & M. T. Furse. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*. 14: 221-256.

ANEXOS

Evaluación del Hábitat Fluvial para Ríos Mediterráneos. Índice IHF

Estación	
Fecha	
Operador	

Bloques	Puntuación
---------	------------

1. Inclusión rápidos-sedimentación pozas			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%.	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%.	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%.	0	
Sólo pozas	Sedimentación 0 - 30%	10	
	Sedimentación 30 - 60%	5	
	Sedimentación > 60%	0	
TOTAL (una categoría)			

2. Frecuencia de rápidos			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7	10	
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos/anchura del río >25	4	
	Sólo pozas	2	
TOTAL (una categoría)			

3. Composición del sustrato			
% Bloques y piedras	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Cantos y gravas	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Arena	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Limo y arcilla	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
TOTAL (sumar categorías)			

4. Regímenes de velocidad / profundidad			
<i>somero:</i> < 0.5 m	4 categorías. Lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero.	10	
<i>lento:</i> < 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4	6	
	Sólo 1 de las cuatro	4	
TOTAL (una categoría)			

5. Porcentaje de sombra en el cauce			
	Sombreado con ventanas	10	
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	
TOTAL (una categoría)			

6. Elementos heterogeneidad			
Hojarasca	> 10% ó < 75%	4	
	< 10% ó > 75%	2	
Presencia de troncos y ramas		2	
Raíces expuestas		2	
Diques naturales		2	
TOTAL (sumar categorías)			

7. Cobertura de vegetación acuática			
% Plocon + briófitos	10 - 50%	10	
	< 10% ó > 50%	5	
% Pecton	10 - 50%	10	
	< 10% ó > 50%	5	
% Fanerógamas + Charales	10 - 50%	10	
	< 10% ó > 50%	5	
TOTAL (sumar categorías)			

PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones anteriores)

La puntuación de cada uno de los apartados no puede exceder la expresada en la siguiente tabla:

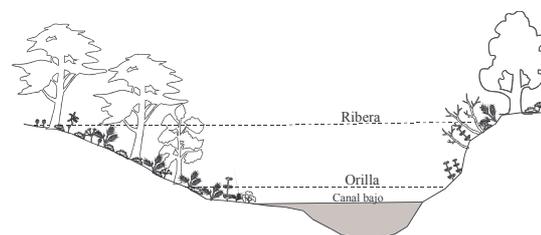
Inclusión rápidos - sedimentación pozas	10
Frecuencia de rápidos	10
Composición del sustrato	20
Régimen velocidad / profundidad	10
Porcentaje de sombra en el cauce	10
Elementos de heterogeneidad	10
Cobertura de vegetación acuática	30

Anexo 1. Ficha de campo para el índice de hábitat fluvial (IHF)

Calificación de la zona de ribera de los ecosistemas fluviales. Índice QBR

Esta calificación debe ser aplicada en toda la zona de ribera de los ríos (orilla y ribera propiamente dicha). Zonas inundadas periódicamente por las avenidas ordinarias y las máximas.

Los cálculos se realizarán sobre el área que presenta una potencialidad de soportar una masa vegetal en la ribera. No se contemplan las zonas con sustrato duro donde no puede enraizar una masa vegetal permanente.



Estación	
Fecha	

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25

Grado de cubierta de la zona de ribera

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación	
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total
+ 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%
- 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%

Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación	
25	cobertura de árboles superior al 75 %
10	cobertura de árboles entre el 50 y 75 % o cobertura de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %
5	cobertura de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %
+ 5	si los árboles tienen un sotobosque arbustivo
- 5	si hay una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad
- 10	si hay una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %

Calidad de la cubierta (depende del tipo geomorfológico de la zona de ribera*)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
25	número de especies de árboles o arbustos autóctonos	> 1	> 2	> 3
10	número de especies de árboles o arbustos autóctonos	1	2	3
5	número de especies de árboles o arbustos autóctonos	-	1	1 - 2
0	sin árboles autóctonos			
+ 10	si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial en más del 75% de la longitud del tramo			
+ 5	si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial entre el 50 y 75% de la longitud del tramo			
+ 5	si las distintas especies se disponen en bandas paralelas al río			
+ 5	si el número de especies de arbustos es:	> 2	> 3	> 4
- 5	si hay estructuras construidas por el hombre			
- 5	si hay alguna sp. de árbol y/o arbusto alóctono** aislada			
- 10	si hay sp. de árboles y/o arbustos alóctonos** formando comunidades			
- 10	si hay vertidos de basuras			

Grado de naturalidad del canal fluvial

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación	
25	el canal del río no ha estado modificado
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río
0	río canalizado en la totalidad del tramo
- 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río
- 10	si existe alguna presa <o> U otra infraestructura transversal en el lecho del río

Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)	
---	--

*** Determinación del tipo geomorfológico de la zona de ribera (apartado 3, calidad de la cubierta)**

Sumar el tipo de desnivel de la derecha y la izquierda de la orilla, y sumar o restar según los otros dos apartados.

Tipos de desnivel de la zona ripària	Puntuación			
	Izquierda	Derecha		
Vertical/cóncavo (pendiente > 75°), con una altura no superable por las máximas avenidas			6	6
Igual pero con un pequeño talud o orilla inundable periódicamente (avenidas ordinarias)			5	5
Pendiente entre el 45 y 75 °, escalado o no. La pendiente se cuenta con el ángulo entre la horizontal y la recta entre la orilla y el último punto de la ribera. $\Sigma a > \Sigma b$			3	3
Pendiente entre el 20 y 45 °, escalonado o no. $\Sigma a < \Sigma b$			2	2
Pendiente < 20 °, ribera uniforme y llana.			1	1
Existencia de una isla o islas en el medio del lecho del río				
Anchura conjunta "a" > 5 m.				- 2
Anchura conjunta "a" entre 1 y 5 m.				- 1
Porcentaje de sustrato duro con incapacidad para enraizar una masa vegetal permanente				
> 80 %			No se puede medir	
60 - 80 %			+ 6	
30 - 60 %			+ 4	
20 - 30 %			+ 2	
Puntuación total				

Tipo geomorfológico según la puntuación

> 8	Tipo 1	Riberas cerradas, normalmente de cabecera, con baja potencialidad de un extenso bosque de ribera
Entre 5 y 8	Tipo 2	Riberas con una potencialidad intermedia para soportar una zona vegetada, tramos medios de los ríos
< 5	Tipo 3	Riberas extensas, tramos bajos de los ríos, con elevada potencialidad para poseer un bosque extenso

Anexo 2. Ficha de campo para el índice de calidad de riberas QBR

IBMWP:

RÍO: FECHA:

LOCALIDAD:

Identificado Por:

TAXÓN	PTS	Abund
TRICLADIDA		
Dendrocoelidae	5	
Dugesiiidae	5	
Planariidae	5	
OLIGOCHAETA	1	
HIRUDINEA		
Erpobdellidae	3	
Glossiphoniidae	3	
Hirudidae	3	
Piscicolidae	4	
MOLLUSCA		
Ancylidae	6	
Bithyniidae	3	
Ferrissidae	6	
Hydrobiidae	3	
Lymnaeidae	3	
Neritidae	6	
Physidae	3	
Planorbidae	3	
Sphaeriidae	3	
Thiaridae	6	
Unionidae	6	
Valvatidae	3	
Viviparidae	6	
HYDRACARINA	4	
OSTRACODA	3	
AMPHIPODA		
Corophiidae	6	
Gammaridae	6	
ISOPODA		
Asellidae	3	
DECAPODA		
Astacidae	8	
Atyidae	6	
Palaemonidae	6	
EPHEMEROPTERA		
Baetidae	4	
Caenidae	4	
Ephemerellidae	7	
Ephemeridae	10	
Heptageniidae	10	
Leptophlebiidae	10	
Oligoneuriidae	5	
Polymitarcidae	5	
Potamanthidae	10	
Prosopistomatidae	7	
Siphonuridae	10	
ODONATA		
Aeshnidae	8	

Calopterygidae	8	
Coenagrionidae	6	
Cordulegasteridae	8	
Corduliidae	8	
Gomphidae	8	
Lestidae	8	
Libellulidae	8	
Platycnemididae	6	
PLECOPTERA		
Capniidae	10	
Chloroperlidae	10	
Leuctridae	10	
Nemouridae	7	
Perlidae	10	
Perlodidae	10	
Taeniopterygidae	10	
HETEROPTERA		
Aphelocheiridae	10	
Corixidae	3	
Gerridae	3	
Hydrometridae	3	
Mesoveliidae	3	
Naucoridae	3	
Nepidae	3	
Notonectidae	3	
Pleidae	3	
Veliidae	3	
NEURÓPTERA		
Sialidae	4	
COLEÓPTERA		
Chrysomelidae	4	
Curculionidae	4	
Dryopidae	5	
Dytiscidae	3	
Elmidae	5	
Gyrinidae	3	
Haliplidae	4	
Helodidae	3	
Hydraenidae	5	
Hydrochidae	5	
Hydrophilidae	3	
Hygrobiidae	3	
Noteridae	3	
Psephenidae	3	
Scirtidae	3	
TRICHOPTERA		
Beraeidae	10	
Brachycentridae	10	
Calamoceratidae	10	
Ecnomidae	7	
Glossosomatidae	8	
Goeridae	10	
Hydropsychidae	5	
Hydroptilidae	6	
Lepidostomatidae	10	
Leptoceridae	10	
Limnephilidae	7	

Molannidae	10	
Odontoceridae	10	
Philopotamidae	8	
Phryganeidae	10	
Polycentropodidae	10	
Psychomyiidae	8	
Rhyacophilidae	7	
Sericostomatidae	10	
Thremmatidae	10	
LEPIDOPTERA		
Pyralidae	4	
DIPTERA		
Athericidae	10	
Blephariceridae	10	
Ceratopogonidae	4	
Chironomidae	2	
Culicidae	2	
Dixidae	4	
Dolichopodidae	4	
Empididae	4	
Ephydriidae	2	
Limoniidae	4	
Muscidae	4	
Psychodidae	4	
Ptychopteridae	4	
Rhagionidae	4	
Sciomyzidae	4	
Simuliidae	5	
Stratiomyidae	4	
Syrphidae	1	
Tabanidae	4	
Thaumaleidae	2	
Tipulidae	5	

Número ind.	Abund.
1-3	1
4-10	2
11-100	3
> 100	4

Otros organismos
Cambaridae
Dreissenidae
Hydriidae

Anexo 3: Ficha para el cálculo del IBMWP

Grupo	Taxa	INVIERNO	VERANO	Grupo	Taxa	INVIERNO	VERANO	
Coleoptera	<i>Agabus</i>			Ephemeroptera	<i>Alainites</i>			
	<i>Anacaena</i>				<i>Baetis</i>		X	
	<i>Deronectes</i>	X			<i>Centroptilum</i>			
	<i>Dryops</i>				<i>Ecdyonurus</i>	X	X	
	<i>Esolus</i>	X			<i>Epeorus</i>	X		
	<i>Graptodites</i>	X			<i>Habroleptoides</i>	X	X	
	<i>Gyrinus</i>				<i>Habrophlebia</i>		X	
	<i>Haliplus</i>				<i>Paraleptophlebia</i>			
	<i>Hydraena</i>	X			Heteroptera	<i>Aquarius</i>		
	<i>Hydrochus</i>		X			<i>Hydrometra</i>		
	<i>Hydroporus</i>					<i>Micronecta</i>	X	
	<i>Laccobius</i>					<i>Notonecta</i>		
	<i>Lacophilus</i>					<i>Velia</i>		
	<i>Limnius</i>	X			Odonata	<i>Cordulegaster</i>		X
	<i>Microsporus</i>		X		Plecoptera	<i>Dinochras</i>		X
	<i>Normandia</i>					<i>Isoperla</i>	X	
	<i>Ochthebius</i>					<i>Leuctra</i>		X
	<i>Orectochilus</i>					<i>Perla</i>	X	X
	<i>Oulimnius</i>				Trichoptera	<i>Protonemura</i>		
	<i>Pomatinus</i>					<i>Allogamus</i>	X	
<i>Stictonectes</i>	X		<i>Anomalopterygella</i>			X		
Diptera	<i>Atherix</i>	X	X	<i>Chaetopteryx</i>				
	<i>Ceratopogonidae</i>		X	<i>Drusus</i>	X			
	<i>Corynoneurini</i>	X		<i>Halesus</i>	X			
	<i>Culicidae</i>			<i>Hydropsyche</i>	X			
	<i>Chironomini</i>	X	X	<i>Limnephilidae</i>		X		
	<i>Diamesinae</i>			<i>Micrasema</i>	X	X		
	<i>Dixidae</i>			<i>Micropterna</i>				
	<i>Empididae</i>			<i>Oecetis</i>				
	<i>Hexatoma</i>	X		<i>Philopotamus</i>				
	<i>Orthocladinae</i>	X	X	<i>Plectrocnemia</i>	X	X		
	<i>Oxycera</i>		X	<i>Polycentropus</i>	X	X		
	<i>Simuliidae</i>	X		<i>Potamophylax</i>				
	<i>Tabanus</i>	X		<i>Rhyacophila</i>	X	X		
	<i>Tanypodinae</i>	X	X	<i>Sericostomatidae</i>		X		
	<i>Tanytarsini</i>	X	X	<i>Stenophylax</i>	X			
<i>Tipula</i>	X		Crustacea	<i>Cladocera</i>		X		
				<i>Copepoda</i>				
				<i>Echinogammarus</i>				
				<i>Ostracoda</i>		X		
			Mollusca	<i>Ancylus</i>	X	X		
				<i>Planorbidae</i>				
			otros	<i>Oligochaeta</i>		X		
				<i>Eisseniella</i>	X	X		
				<i>Hydrachnidia</i>				
				<i>Nematoda</i>				
				<i>Planaria</i>		X		
				<i>Polycelis</i>				

Anexo 4. Relación de taxones de invertebrados acuáticos encontrados en Los Chorros del Río Mundo

Anexo 5.- Protocolo para la medida de caudal

El caudal es el volumen de agua que pasa a través de una determinada sección de cauce fluvial.

$$Q \text{ (m}^3\text{)} = A. \times V$$

A = superficie o área de la sección del río (m²)

V = velocidad media (m s⁻¹)

PROCEDIMIENTO

-En el campo:

1. Elegir un transecto en el río.
2. Medir la longitud total del transecto.
3. Medir la profundidad del agua con un metro rígido a distancias lo suficientemente próximas como para poder realizar un esquema preciso del transecto (corte transversal del cauce).
4. Medir la velocidad de la corriente en cada punto donde se ha medido la profundidad.

-En gabinete:

1. Dibujar a escala (sobre papel milimetrado) un esquema de la sección de cada transecto, uniendo los puntos de las distintas profundidades. Contar los cuadrados y calcular la superficie del mismo.
2. Calcular la velocidad media
3. Calcular el caudal:

$$\text{Caudal (m}^3 \text{ s}^{-1}\text{)} = \text{area (m}^2\text{)} \times \text{velocidad media (m s}^{-1}\text{)}$$

Anexo 6.- Protocolo para la medida de biomasa de hojarasca

-En el campo:

- En el tramo de estudio selecciona al azar, al menos 4 habitats para tomar la muestra de hojarasca.
- Utiliza el muestreador (un rectángulo de acero de 30 x 9.5 cm = 285 cm²) y recoge a mano la totalidad de material vegetal que queda dentro hasta llegar al sustrato.
- El material se mete en un bolsa de plástico y se etiqueta convenientemente
- Si hace calor conservar en frío.

-En el laboratorio:

- Colocar el material vegetal en bateas para secar en la estufa
- Mantener el material a 60 °C durante 24 horas. Así se obtiene el Peso Seco

Cálculos

$$\text{Peso seco (P.S.)} / \text{área muestreada} = \text{g P. S.} / \text{cm}^2 \text{ (A)}$$

Sabiendo el total de superficie que cubre la hojarasca en el tramo de estudio, se puede calcular el total de material vegetal

$$A \times \text{Superficie total tramo (cm}^2\text{)} = \text{g P.S.}$$

También se puede transformar en unidades de carbono

ANEXO FOTOGRAFICO



Foto 1.- Aspecto del cauce en el área de estudio.



Foto 2.- Aspecto del bosque de ribera en invierno.



Foto 3. Aspecto del tramo de estudio en invierno.



Foto 4.- Comunidad epilítica en el tramo de estudio.



Foto 5.- Hojarasca procedente del bosque de ribera.



Foto 6.- Toma de medida del caudal en uno de los transectos del tramo de estudio.

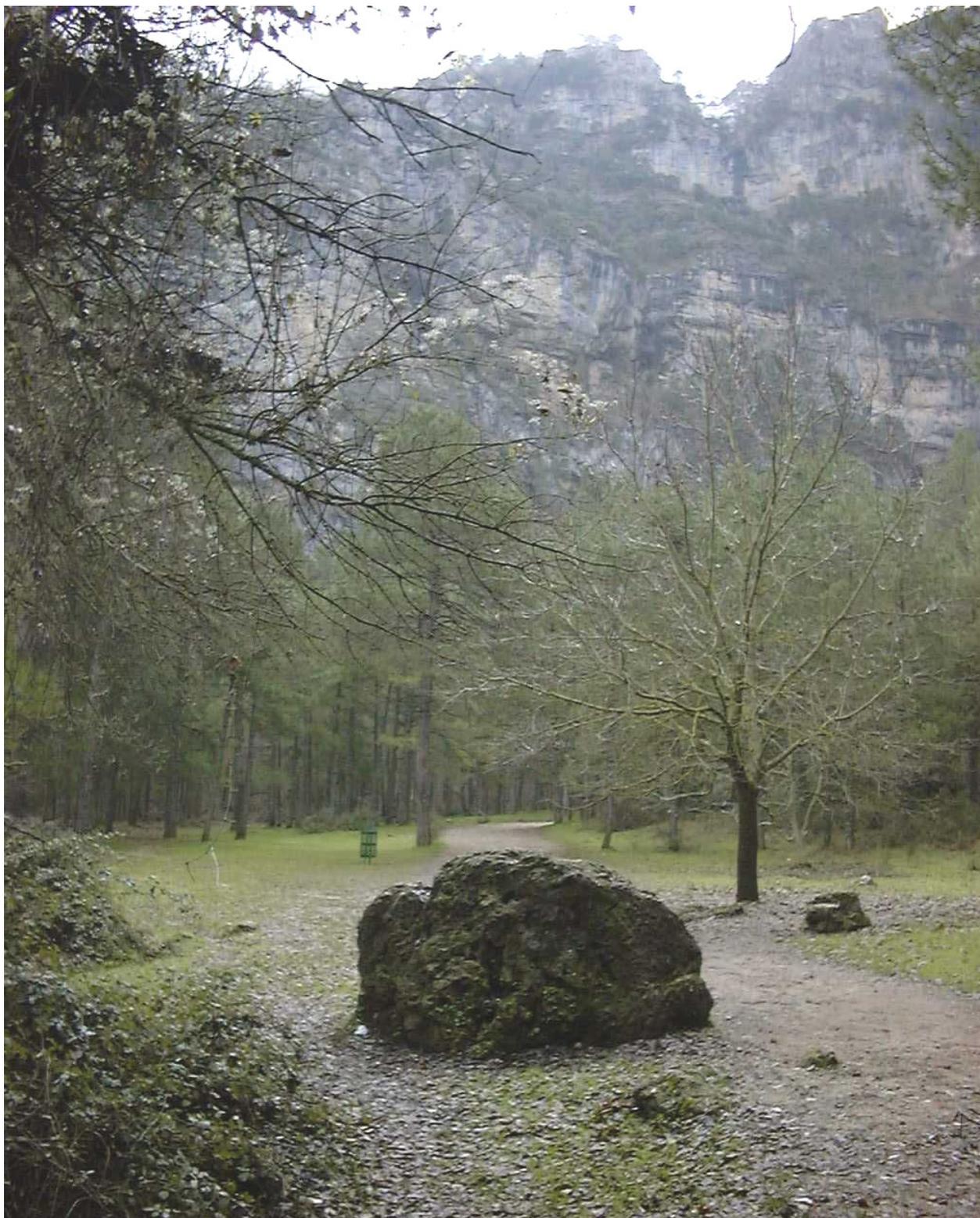


Foto 7.- Zona donde se tomó la medida de la temperatura del aire fuera del bosque de ribera.



Foto 8.- Poza donde se mide el metabolismo neto diario.