

**CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA Y AMBIENTAL DEL ARROYO  
BLANCO COMO ESPACIO NATURAL PARA DEFINIR LAS  
CONDICIONES DE REFERENCIA EN APLICACIÓN DE LA  
DIRECTIVA MARCO DEL AGUA**

Octubre 2005

# CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA Y AMBIENTAL DEL ARROYO BLANCO COMO ESPACIO NATURAL PARA DEFINIR LAS CONDICIONES DE REFERENCIA EN APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

Dirección:

M<sup>a</sup> Luisa Suárez Alonso  
M<sup>a</sup> Rosario Vidal-Abarca Gutiérrez  
Rosa Gómez Cerezo

Equipo Investigador:

M<sup>a</sup> Luisa Suárez Alonso  
M<sup>a</sup> Rosario Vidal-Abarca Gutiérrez  
Rosa Gómez Cerezo  
Andrés Mellado Díaz  
María del Mar Sánchez Montoya  
Victoria García García

Colaboradores

Alumnos de la Asignatura "Ecología de las Aguas Continentales". Licenciatura de Biología. Universidad de Murcia. 2003/2004

Octubre 2005

## Índice

### 1. Introducción

### 2. Descripción del área de estudio

### 3. Aspectos físico-químicos del tramo de estudio

#### 3.1. Generalidades

#### 3.2. Variación estacional de los parámetros físico-químicos

#### 3.3. Variación diaria de los parámetros físico-químicos

### 4.- El estado ecológico de Arroyo Blanco: Aplicación de índices de calidad

#### 4.1. El hábitat acuático: Aplicación el índice de hábitat fluvial (IHF) (Pardo et al., 2004)

#### 4.2. Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera (QBR) (Munné et al., 1998; 2003)

#### 4.3. Las comunidades de invertebrados acuáticos: Aplicación de índices de macroinvertebrados

### 5. Análisis de la producción de algunos productores primarios en Arroyo Blanco

### 6.-Valoración final y condiciones de referencia

## Agradecimientos

## Bibliografía

## Anexos

# CARACTERIZACION ECOLÓGICA Y AMBIENTAL DEL ARROYO BLANCO COMO ESPACIO NATURAL PARA DEFINIR LAS CONDICIONES DE REFERENCIA EN APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

## 1. Introducción

La *DIRECTIVA MARCO SOBRE EL AGUA*, aprobada por el Parlamento Europeo y la Comisión en Diciembre del año 2000 (Directiva 2000/60/CE), exige que se alcance un **buen estado ecológico** de las aguas superficiales de la Unión antes del año 2015. El concepto de estado ecológico se basa especialmente en la determinación de la calidad de las aguas por medio de indicadores biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos, principalmente la fauna y flora de los ríos, lagos y embalses. El objetivo de la Directiva es lograr que los ríos europeos mantengan o recuperen un estado ecológico natural, o bueno como mínimo y, en el caso que esto no sea posible, el estado ecológico de referencia que se fije como objetivo en el plan de la cuenca hidrográfica de la que se trate.

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).

En España tenemos una abundante literatura sobre la calidad biológica de los ríos (ver bibliografía) gran parte de ella publicada como informes o trabajos de poca difusión especialmente para las Confederaciones Hidrográficas o los organismos gestores en las comunidades autónomas, siendo cada vez mas frecuente su publicación en revistas internacionales. También existe ya una considerable experiencia en el estudio de los bosques de ribera y la aplicación de índices de calidad que son aplicables a los ríos mediterráneos, caracterizados por poseer una gran variabilidad anual e interanual en sus componentes hidrológicos, físicos, químicos y biológicos, lo que hace mas complejo el estudio de su estado ecológico y el conocer los estados de referencia.

La identificación de las *condiciones de referencia*, equivalentes al *muy buen estado ecológico*, que se puede definir como el estado presente o pasado correspondiente a presiones antrópicas ausentes o muy pequeñas, sin

graves efectos de la industrialización, urbanización o agricultura intensiva y con sólo una leve modificación de las características físico-químicas, hidromorfológicas y biológicas de las aguas (Wallin et al., 2003), es uno de los aspectos más importantes en el desarrollo de la DMA. Para establecer las *condiciones de referencia*, las guías desarrolladas para la aplicación de la directiva proponen varios métodos: a) juicio de expertos, b) uso de datos históricos, c) paleoreconstrucciones directas o indirectas (usando modelos), d) elaboración de modelos predictivos (e.j. RIVPACS o AUSRIVAS) y e) monitoreo de una red espacial de *estaciones de referencia* (e.j. Hughes, 1995; Reynoldson et al., 1997). Este último método es el más usado en ríos, y pese a ser muy costoso (Owen et al., 2001), presenta como principal ventaja que la red puede ser diseñada para que recoja la variabilidad espacial y temporal de los parámetros a analizar (Wallin et al., 2003). En cualquier caso, se exige que el método seleccionado suministre el suficiente nivel de confianza sobre la *condición de referencia*.

La elección del Arroyo Blanco, tiene justificación por cumplir los requisitos mínimos sobre minoración de los impactos a que se encuentra sometido y, por tanto, ser un río potencialmente útil para establecer en él una de las estaciones de referencia de las que debe disponer la Cuenca del Segura en cumplimiento de la Directiva Marco del Agua. Es precisamente ahora cuando van a iniciarse los trabajos previos, por parte de la Administración Pública (Confederación Hidrográfica del Segura), para emprender el proceso de implantación de la mencionada directiva y los datos cartográficos y bibliográficos de que disponemos, nos revelan el Arroyo Blanco como zona de gran interés para formar parte de la relación de estaciones de referencia. Esta propuesta que hace el Grupo de Investigación de Ecología

de Aguas Continentales, viene avalada por el conocimiento de la metodología a aplicar en los estudios de calidad ecológica de los ríos y por el conocimiento que dispone, por propia experiencia, de los cursos de agua de la cuenca.

Los objetivos propuestos en este trabajo se relacionan a continuación:

- Descripción de las características hidroquímicas basadas en parámetros físico-químicos como temperatura, pH, salinidad, alcalinidad, nitratos, nitritos, amonio, ortofosfatos, etc de Arroyo Blanco.
- Descripción de sus comunidades de invertebrados acuáticos, macrófitos y macroalgas.
- Descripción de las comunidades vegetales de la ribera
- Aplicación de índices biológicos de calidad (IHF, QBR, IBMWP, etc).
- Descripción del hábitat acuático en función de los elementos más significativos en la determinación de los ambientes más adecuados para el desarrollo de vida acuática.
- Aplicación del Índice de Calidad del Hábitat desarrollado por el grupo de investigación.
- Incorporación de la información obtenida a la base de datos de información sobre el agua en la Cuenca del Río Segura.

## 2. Descripción del área de estudio

Arroyo Blanco es un afluente del Río Taibilla por su margen izquierda. Se sitúa a unos 1000 m de altitud en el límite Noroeste de la Comarca de Moratalla de la Comunidad Murciana, fronterizo con término municipal de Nerpio de la provincia de Albacete.

Climáticamente la cuenca pertenece al mediterráneo subhúmedo con valores de precipitación media anual entre 500 y 1000 mm y una temperatura media anual entre 8 y 13 °C.

A nivel geológico los materiales que afloran en la cuenca son de naturaleza margosa y carbonatada del Mesozoico y Cenozoico.

Bioclimáticamente se localiza en el piso supramediterráneo (entre los 1000 y 1800 m de latitud), que se caracteriza por la presencia de matorrales pulvinulares de caméfitos con *Erinacea anthyllis*, siendo la vegetación dominante carrascales, sabinars de sabina alba (*Juniperus thurifera*) o pinares de distintas especies.

Arroyo Blanco queda incluido en la Comarca del Noreste de la Región de Murcia a la que se concedió un Proyecto *life-Naturaleza*, para la conservación y gestión de sus hábitats financiado por la Unión Europea. En los estudios previos de recopilación de información sobre la comarca (TRAGSA, 2000), Arroyo Blanco queda definido como área a proteger por sus valores naturales (fundamentalmente botánicos de comunidades relicticas). Destaca también la presencia de la cabra montes, el águila real, el halcón peregrino y el búho real.



El tramo de estudio se localiza muy cerca de la desembocadura de Arroyo Blanco en la Rambla de la Rogativa (coordenadas E-568637 N-4224720). Se trata de un tramo de aguas permanentes, aunque sufre un fuerte estiaje durante el verano (ver anexo fotográfico).

En relación a los valores de caudal, en la figura 1, se presentan los valores obtenidos en las distintas fases de los ciclos hidrológicos 2003 y 2004.

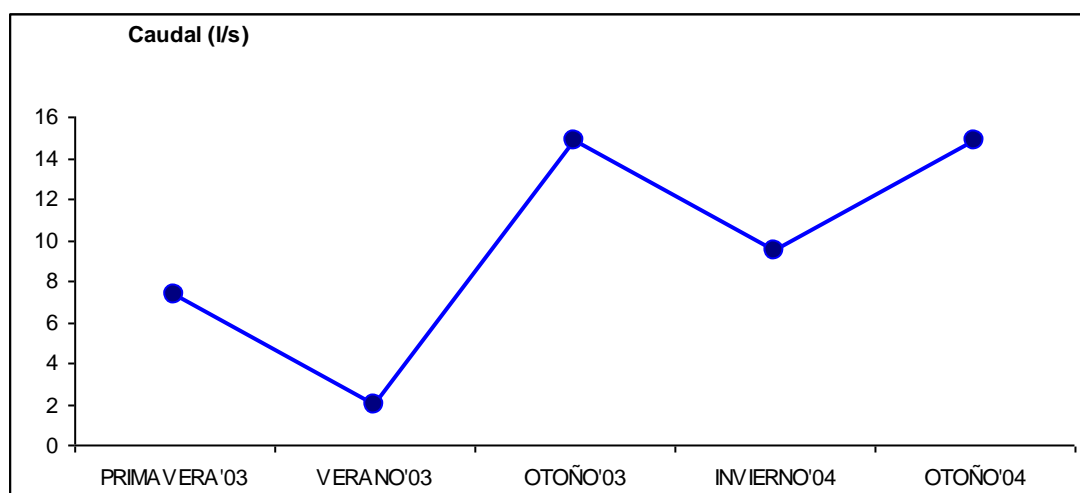


Figura 1. Valores de caudal (l/s) obtenidos en Arroyo Blanco durante el periodo de estudio.

Como se observa los valores más elevados se detectan en otoño (tanto de 2003 como de 2004), lo cual se corresponde con la respuesta del sistema al periodo de lluvias que ocurre de forma predominante durante el otoño. Por el contrario, los valores más bajos se registraron en verano tras el fuerte estiaje.

La vegetación ribereña esta bien desarrollada y constituida por distintas especies de árboles como *Populus* (*P. nigra* y *P. alba*), arbustos con porte arbóreo como distintas especies de *Salix* (*S. fragilis*, *S. alba*, etc), que se complementan con especies típicas de las riberas mediterráneas como

*Erianthus ravenae*, *Phragmites australis*, *Equisetum ramosissimum* (cola de caballo), *Polypogon viridis*, *Rosa canina*, *Rubus ulmifolius*, y *Scirpus holoschoenus*, entre otros (ver anexo fotográfico).

En el cauce dominan los materiales gruesos y los productores primarios más importantes son la clorofícea *Chara vulgaris* y la cianofícea *Nostoc*.

Con el fin de caracterizar el hábitat fluvial, en un tramo de 100 m de longitud se analizó la composición granulométrica del sustrato en 10 transectos equidistantes. En la tabla 1 y en la figura 2 se presentan los resultados obtenidos. Como se observa, la fracción mayoritaria es la de las gravas como corresponde a un cauce de montaña. El resto de fracciones presentan un rango de variación muy similar (tabla 2).

TRANSECTO	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Piedras (>30 cm diámetro)	4	15	5	5	15	25	15	17	10	15
Cantos (5-30 cm)	3	10	15				10		10	25
Grava (0.3-5 cm)	75	65	60	75	75	50	50	40	40	25
Arena ( < 3 mm)			10		2	15	15	25	20	25
Limos	18	20	10	20	3	10	10	18	20	10

Tabla 1. Composición granulométrica (en %) de los transectos seleccionados en el tramo de estudio del Arroyo Blanco.

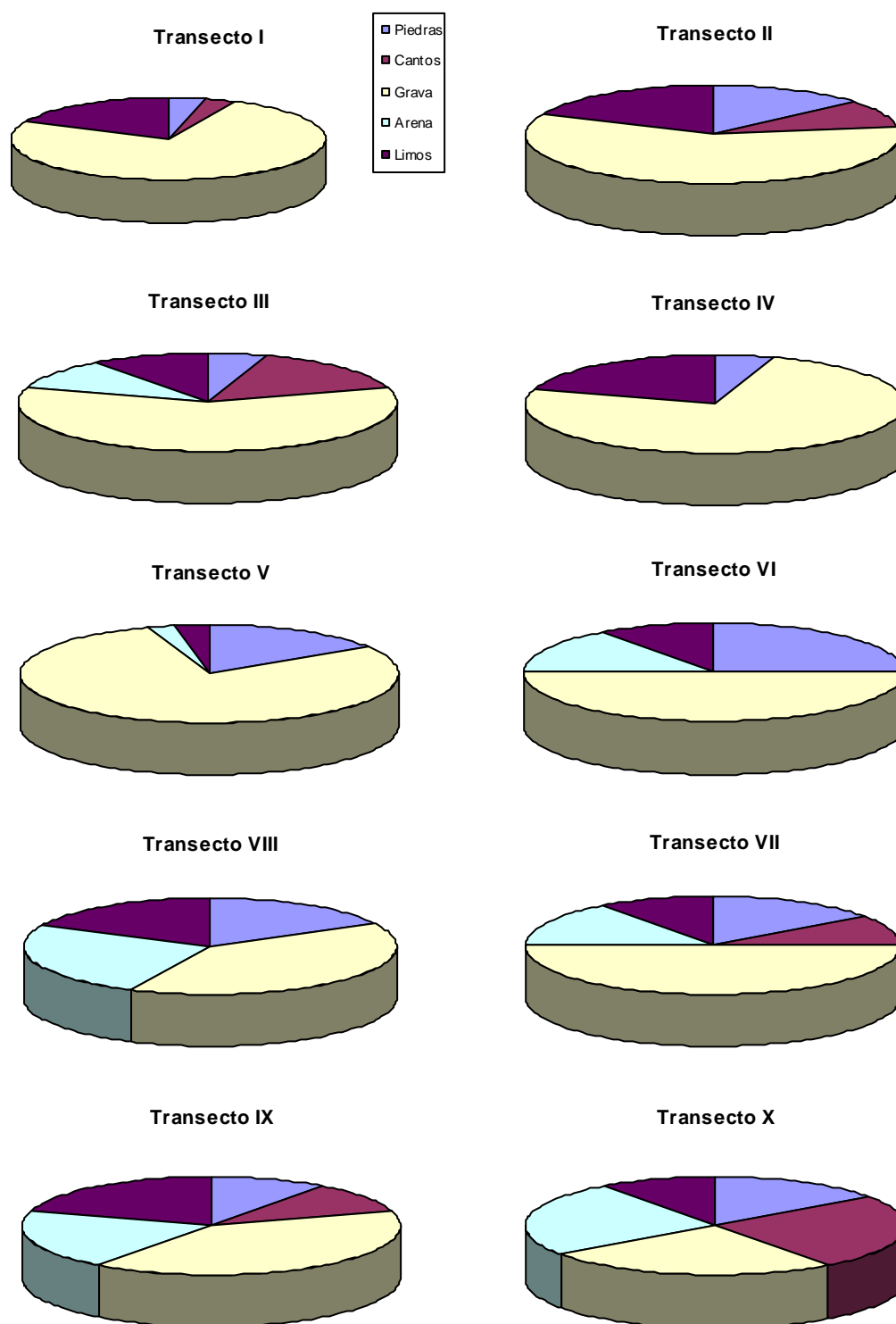


Figura 2. Composición granulométrica de los transectos analizados en Arroyo Blanco.

TRANSECTO	Valor máximo	Valor mínimo
-----------	--------------	--------------

Piedras (> 30 cm diámetro)	25	5
Cantos (5-30 cm)	25	3
Grava (0.3-5 cm)	75	25
Arena (< 3 mm)	25	2
Limos	20	3

Tabla 2. Rango de variación del porcentaje de las distintas fracciones del sustrato del tramo de estudio.

### 3. Aspectos físico-químicos del tramo de estudio

#### 3.1. Generalidades

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.

### 3.2. Variación estacional de los parámetros físico-químicos

En la tabla 3 se muestran los valores de los principales parámetros físico-químicos registrados en las distintas fases de los ciclos hidrológicos 2003-2004 analizadas en Arroyo Blanco. La metodología para la determinación de dichos parámetros esta extraída de APHA (1985).

La temperatura del agua mostró valores inferiores a 10 °C en otoño e invierno hasta los 26.9 °C registrados en verano. 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.

	<i>PRIMAVERA</i>	<i>VERANO</i>	<i>OTOÑO</i>	<i>INVIERNO</i>	<i>OTOÑO</i>
	2003	2003	2003	2004	2004
Temperatura (° C)	18,5	26,9	8,0	8,9	8,2
SS (g l <sup>-1</sup> )	0,00	6,07	0,00	3,67	3,85
Amonio (mg l <sup>-1</sup> )	0,033	0,048	0,027	0,160	0,043
Nitritos (mg N l <sup>-1</sup> )	0,013	0,006	0,001	0,000	0,003
Nitratos (mg N l <sup>-1</sup> )	0,528	0,354	0,808	0,488	0,894
Fosfatos (mg P l <sup>-1</sup> )	0,020	0,013	0,039	0,012	0,031
Oxígeno disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	8,28	7,12	9,38	9,07	11,21
Saturación Oxígeno (%)	103,8	103,3	90,9	90,2	107,9
pH (unidades pH)	8,24	8,04	8,69	8,33	8,18
Conductividad $\mu\text{S cm}^{-1}$ (25° C)	597	673	590	640	590
Alcalinidad (meq l <sup>-1</sup> )	3,20	3,68	4,20	4,73	4,71
Caudal (m <sup>3</sup> /s)	$7,35 * 10^{-3}$	$1,94 * 10^{-3}$	$14,81 * 10^{-3}$	$9,46 * 10^{-3}$	$14,81 * 10^{-3}$

Tabla 3.- Valores de los parámetros físico-químicos analizados en Arroyo Blanco durante las distintas fases de los ciclos hidrológicos estudiados.

En cuanto al oxígeno disuelto, se trata de aguas siempre bien oxigenadas, con valores que alcanzan la sobresaturación de oxígeno en prácticamente todas las épocas del año. 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, muestran valores relativamente bajos, pero dependientes del caudal circulante y la turbulencia provocada por las lluvias y fuertes tormentas.

En relación con los nutrientes hay que destacar la escasa concentración de nitrógeno y de fósforo, permitiendo detectar un carácter oligotrófico de sus aguas. Esto es debido, entre otras cosas, al alto grado de conservación de este paraje en el que la actividad humana parece muy limitada.

En definitiva, las aguas de Arroyo Blanco, 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 que presenta.

### 3.3. Variación diaria de los parámetros físico-químicos

Con el fin de estudiar las variaciones diarias de algunos parámetros físico-químicos, los días 30 de abril y 1 de mayo de 2004, se llevo a cabo un muestreo intensivo en dos hábitats diferentes (erosional y deposicional) en el área de estudio. En el hábitat erosional se midió una velocidad de corriente de 0.63 m/s, mientras que en el hábitat deposicional la velocidad de corriente fue de 0.02 m/s. En el anexo 1 se presentan los datos obtenidos.

En la Figura 3, se presenta la variación diaria de la temperatura del agua, pH, alcalinidad y oxígeno disuelto registrada en los dos hábitats estudiados.

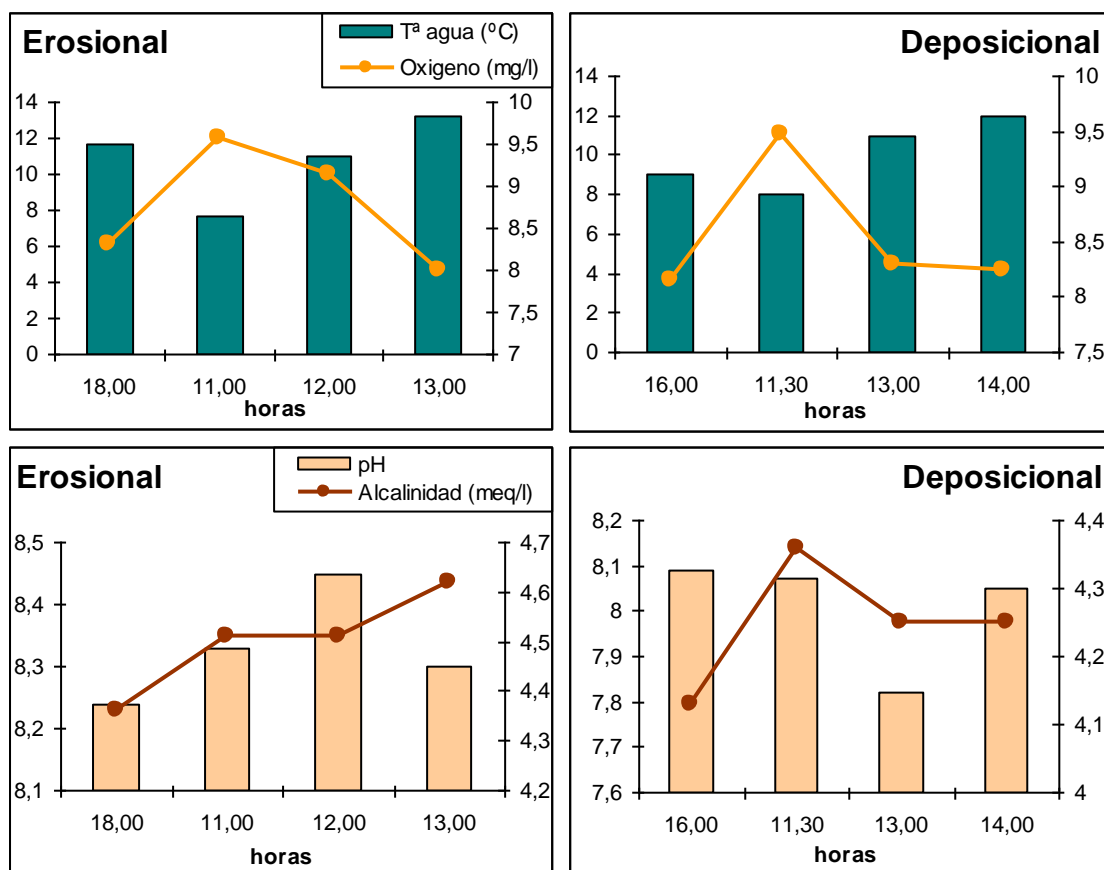


Figura 3.-Variación diaria de la temperatura del agua, oxígeno disuelto, alcalinidad y pH, en los dos hábitats de Arroyo Blanco estudiados.

Los valores más altos de temperatura del agua se detectaron en las horas del mediodía (hora solar = hora + 2), lo cual es opuesto a lo que ocurre con el oxígeno disuelto cuyos valores más bajos se detectaron precisamente al mediodía cuando la temperatura es mayor. Hay que recordar que la solubilidad del oxígeno disminuye con la temperatura, lo cual parece indicar que los procesos físicos prevalecen sobre los biológicos (aumento de la concentración del oxígeno disuelto en los horas de luz donde se da la máxima actividad fotosintética luz debida a los productores primarios).



Las variaciones del pH son más aleatorias, al igual que ocurre con los valores de alcalinidad, en cuya interpretación hay que hacer intervenir a los productores primarios. Así los valores más bajos de alcalinidad se dan en el hábitat deposicional al atardecer (13 horas = 15 hora solar), donde son más abundantes los productores primarios y donde la actividad fotosintética requiere carbono haciendo precipitar el carbonato cálcico. El valor más alto se registra al mediodía pero en el hábitat erosional, donde apenas se detectaron productores primarios.

Como es de esperar existen correlaciones significativas y negativas entre la temperatura del agua con la conductividad y el oxígeno disuelto (ver tabla 4), lo cual parece directamente relacionado con la menor solubilidad del oxígeno al aumentar la temperatura y la conductividad. De igual manera existe una correlación positiva y altamente significativa entre los valores de pH con la alcalinidad y la saturación de oxígeno, al igual que entre este último y la alcalinidad.

	pH	Conductividad 25 °C ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Oxígeno disuelto (mg/l)	% saturación oxígeno	Alcalinidad (meq/l)
Tª agua (°C)	0,051	<b>-0,995</b>	<b>-0,744</b>	0,048	0,213
pH		-0,010	0,344	<b>0,808</b>	<b>0,742</b>
Conductividad 25 °C ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )			<b>0,731</b>	0,001	-0,194
Oxígeno disuelto (mg/l)				0,430	0,328
% saturación oxígeno					<b>0,889</b>

Tabla 4. Coeficientes de correlación (Spearman) entre las distintas variables físico-químicas analizadas. (**P<0.01**; **P<0.05**).

#### 4.- El estado ecológico de Arroyo Blanco: Aplicación de índices de calidad

#### 4.1. El hábitat acuático: Aplicación el índice de hábitat fluvial (IHF) (Pardo et al., 2002)

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).

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 (Brosfiske, 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 (Pardo et al., 2002).

Los resultados de la aplicación del índice de hábitat fluvial (IHF) en Arroyo Blanco, se muestran en la tabla 5, para cada una de las estaciones del año estudiadas. Igualmente se señala el valor máximo alcanzable en cada apartado.

Apartados del IHF	<i>PRIMAVERA</i>	<i>VERANO</i>	<i>OTOÑO</i>	<i>INVIERNO</i>	<i>OTOÑO</i>	Valor Máximo
	2003	2003	2003	2004	2004	del IHF
Inclusión rápidos - sedimentación pozas	10	5	5	10	0	10
Frecuencia de rápidos	10	4	10	4	10	10
Composición del sustrato	12	11	17	17	17	20
Régimen velocidad / profundidad	8	4	6	6	6	10
Porcentaje de sombra en el cauce	5	5	5	5	5	10
Elementos de heterogeneidad	6	10	6	6	8	10
Cobertura de vegetación acuática	10	5	0	5	15	30
<b>Valor para el IHF</b>	<b>61</b>	<b>44</b>	<b>49</b>	<b>53</b>	<b>61</b>	<b>100</b>

Tabla 5.- Valores de Índice del Hábitat Fluvial (IHF) medido en Arroyo Blanco en las distintas fases del estudio.

De estos resultados se deduce que son los apartados de porcentaje de sombra en el cauce, elementos de heterogeneidad y cobertura de la vegetación acuática los que menos contribuyen a incrementar la diversidad de hábitat en el tramo de estudio. Esto se debe a que la densidad del bosque de ribera no es muy alta, lo cual no favorece la existencia de elementos que ayuden a diversificar el hábitat (troncos, ramas, raíces, etc). Por el contrario, la existencia de pozas y zonas de corriente y la práctica totalidad de tipos de sustrato (ver figura 2), aumentan el valor del IHF.

En definitiva, para Arroyo Blanco se obtienen valores del IHF intermedios, más bajos en verano y algún otoño tras las lluvias que lavan el sustrato y más altos en primavera.

#### 4.2. Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera (QBR) ( Munné et al., 1998; 2003)

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 (Brososke 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; 2003), propusieron el QBR (Índice de Calidad del Bosque de Ribera) que en cuatro bloques recoge distintos componentes y atributos de las riberas: -cobierta 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 QBR se calculó en primavera (cuando ocurre el máximo de desarrollo de la vegetación ribereña) en Arroyo Blanco (ver tabla 6).

Apartados del QBR	<i>PRIMAVERA</i>	Valor Máximo
	2003	de QBR
Cobertura	20	25
Estructura	20	25
Calidad vegetación	25	25
Naturalidad	25	25
<b>Valor para el QBR</b>	<b>90</b>	<b>100</b>

Tabla 6.- Valor del Índice de Calidad del Ribera en Arroyo Blanco.

El alto valor obtenido refleja el buen estado de conservación de la vegetación de ribera en Arroyo Blanco, lo cual no es habitual en los cauces de la Cuenca del Segura (Suárez & Vidal-Abarca, 2000). Arroyo Blanco presenta una buena representación de los estratos arbóreo (distintas especies de *Populus* y *Salix*), arbustivo (por ejemplo *Rosa* sp., *Scirpus holoschoenus*) y herbáceo (ver anexo fotográfico).

#### 4.3. Las comunidades de invertebrados acuáticos: Aplicación de índices de macroinvertebrados

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 fauna-calidad físico-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, 1988; 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 de Arroyo Blanco. 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).



Recientemente se le está prestando atención a otros taxones diferentes a los que tradicionalmente se le han considerado como buenos indicadores de la calidad del agua (ephemeroptera, plecoptera y tricoptera). En ambiente mediterráneos más áridos, los taxones incluidos en los grupos de los odonatos, heterópteros y coleópteros, por sus especiales adaptaciones, son muy abundantes y diversos por lo que se les considera buenos indicadores de condiciones estresantes naturales. Así han surgido otros índices que pretenden valorar la calidad ecológica de los ríos a través de este grupo de macroinvertebrados. Como ejemplo se aplica el índice EPT/OCH (es la relación entre los taxones de las familias de ephemeroptera, plecoptera y tricoptera y la de los odonatos, coleópteros y heterópteros).

En la Figura 4 se presenta el número de familias de los grupos de macroinvertebrados acuáticos encontrados en las tres fases del ciclo hidrológico de 2003 en Arroyo Blanco. Como se observa, en las tres fases, los Coleópteros, Heterópteros y Odonatos, son los grupos con mayor número de taxones, lo cual se corresponde con un río de características ambientales mediterráneas, sujeto a avenidas de agua en otoño y fuertes estiajes en verano, y que requiere de adaptaciones especiales para la supervivencia de las especies (Vidal-Abarca et al., 2004).

En la tabla 7 se presenta los valores de los índices de macroinvertebrados IBMWP, IASTP y EPT/OCH obtenidos en las distintas estaciones del año en Arroyo Blanco. Como se observa, los valores del IBMWP obtenidos superan en todos los casos el valor de 170, por lo que se considera un cauce de muy buena calidad. El valor más bajo se detecta en verano y el más alto en primavera lo cual es un indicador del aumento de la riqueza y diversidad en

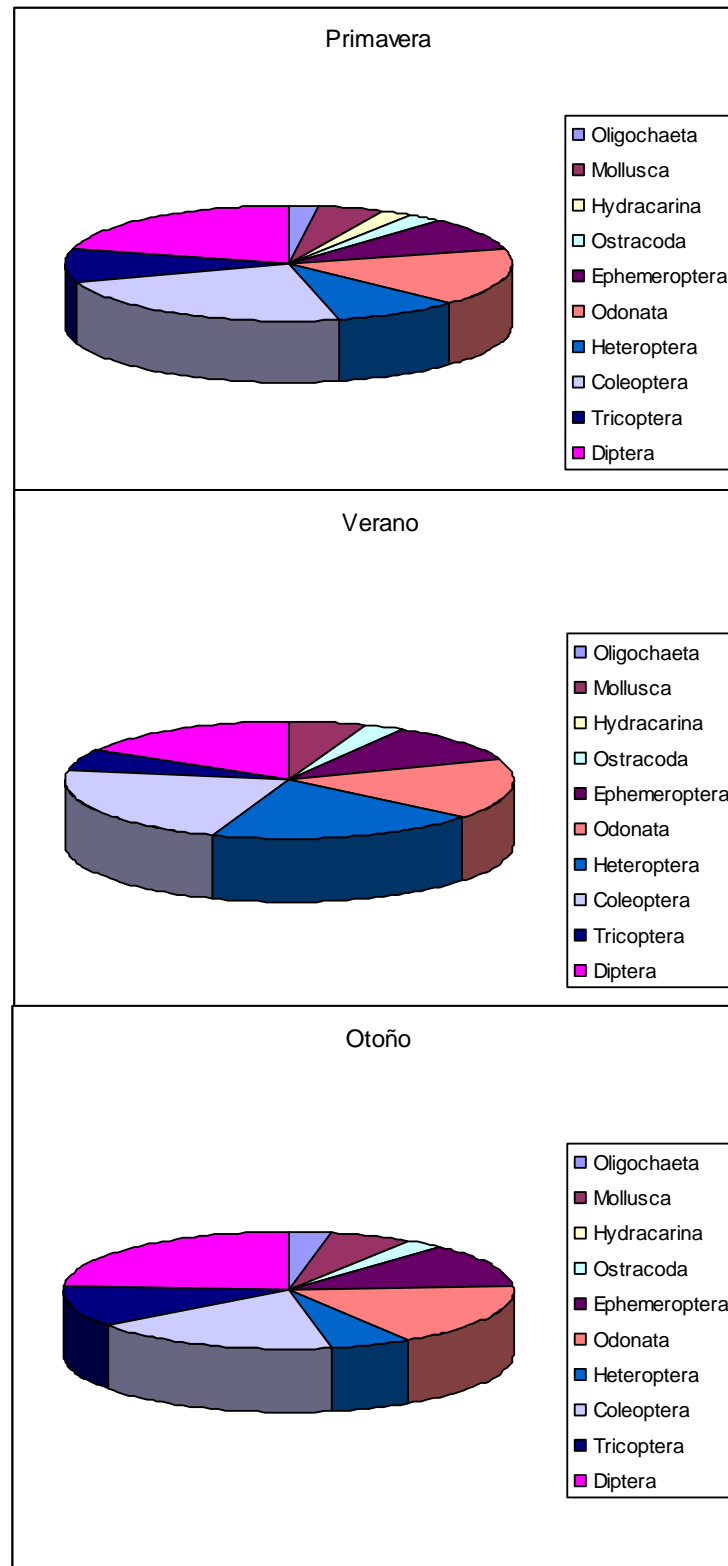


Figura 4. Número de familias de los grupos de macroinvertebrados acuáticos encontrados en las tres fases del ciclo hidrológico de 2003 en Arroyo Blanco.

esta fase del ciclo hidrológico, aunque en ningún caso es indicadora de variaciones en la calidad biológica del sistema.

En relación con el índice EPT/OCH, en todos los casos el valor es inferior a 1, lo cual indica la importancia de los odonatos, coleópteros y heterópteros en estos ecosistemas mediterráneos.

Índices	<i>PRIMAVERA</i>	<i>VERANO</i>	<i>OTOÑO</i>
	2003	2003	2003
Nº Taxones	43	36	34
IBMWP	215	173	171
IASPT	5,00	4,80	5,03
EPT/OCH	0,381	0,286	0,571

Tabla 7.- Valores de los índices de macroinvertebrados IBMWP, IASTP y EPT/OCH obtenidos en las distintas estaciones del año en Arroyo Blanco.

## 5. Análisis de la producción de algunos productores primarios en Arroyo Blanco

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 referenciá*", 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 se ha realizado una primera aproximación a algunos parámetros funcionales que pueden ayudar a determinar el estado ecológico de Arroyo Blanco.

Con el fin de obtener algunas medidas de la producción primaria y respiración de los productores primarios del área de estudio, se incubaron *in situ* las dos especies de macrófitos más abundantes (*Chara vulgaris* y *Nostoc* sp.). La estima de la producción se hace mediante el análisis de cambios de la concentración de oxígeno disuelto tanto en botellas claras como oscuras. En el anexo 2 se describe el protocolo seguido y los cálculos realizados. Indicar que en este caso las incubaciones se hicieron por triplicado.

En la Tabla 8 se presentan algunos parámetros de interés metabólico registrados en Arroyo Blanco durante el periodo de estudio. La producción primaria bruta de *Chara vulgaris* osciló entre 0.61 y 0.24 mg O<sub>2</sub>/g Peso seco/hora, mientras que la de *Nostoc* osciló entre 0.43 y 0.21 mg O<sub>2</sub>/g Peso seco/hora. La respiración osciló entre 0.45 y 0.04 mg O<sub>2</sub>/g Peso seco/hora, para *Chara vulgaris* y entre 0.1 y prácticamente 0 mg O<sub>2</sub>/g Peso seco/hora para *Nostoc*.

1-mayo-2004		peso seco (g)	t° agua (°C)	oxígeno disuelto (mg/l)	PPN (mg/gPS/h)	Respiración (mg/gPS/h)	PPB=PPN+R
<i>Chara vulgaris</i>	hora						
condición inicial-luz	10:48		18,6	7,7			
condición inicial-oscuridad	11:45		13,5	7,4			
1ª fase (n=3)							
botellas claras	12:05	5,433	14,433	8,733	0,1516		
botellas oscuras	11:50	4,800	12,600	5,033		0,4581	0,6097
2ª fase (n=3)							
botellas claras	14:30	5,433	19,233	13,433	0,2896		
botellas oscuras	14:20	4,800	17,933	5,390		0,1100	0,3996
3ª fase (n=3)							
botellas claras	16:57	5,433	20,500	14,967	0,2026		
botellas oscuras	16:50	4,800	19,100	6,200		0,0380	0,2406
<i>Nostoc</i>							
condición inicial-luz	10:48		18,6	7,7			
condición inicial-oscuridad	11:45		13,5	7,4			
1ª fase (n=3)							
botellas claras	12:00	7,950	14,200	11,000	0,3388		
botellas oscuras	11:55	5,733	13,000	6,733		0,0980	0,4368
2ª fase (n=3)							
botellas claras	14:30	7,950	19,000	17,367	0,4840		
botellas oscuras	14:25	5,733	18,367	8,467		-0,0848	0,3992
3ª fase (n=3)							
botellas claras	16:55	7,950	20,267	19,367	0,2987		
botellas oscuras	16:55	5,733	19,433	8,700		-0,0900	0,2088

Tabla 8. Parámetros de producción registrados en Arroyo Blanco.

En la Figura 5 se presenta la evolución en el tiempo de la producción primaria neta (PPN) y la respiración para cada uno de los productores analizados. Ambas curvas (PPN y Respiración) evolucionan de manera similar para los dos macrófitos. En el segundo tiempo es donde se detectan los valores más altos de producción, mientras que en ambos casos la respiración disminuye progresivamente.

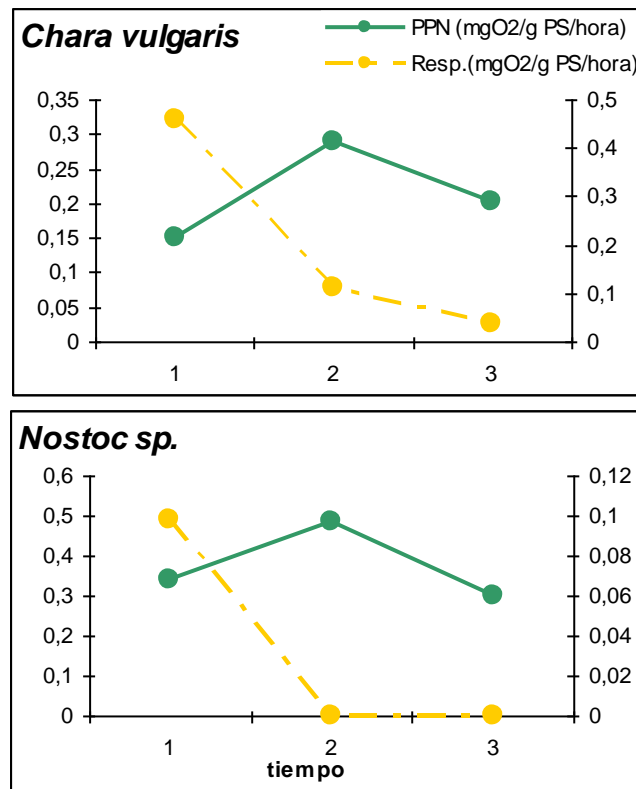


Figura 5. Evolución en el tiempo de la producción primaria neta (PPN) y la respiración para cada uno de los productores analizados.

## 6.-Valoración final y condiciones de referencia

El diseño de una red espacial de *estaciones de referencia*, es fundamental para aplicar los principios de la DMA (Bailey et al., 2004). En varios estudios esta selección se ha basado en el juicio de expertos (e.j. Wright, 1995; Barbour et al., 1996), y otras veces los expertos se han apoyado en la aplicación de una serie de criterios o condiciones que debe presentar una *estación de referencia*, denominados *criterios de referencia*.

Este método se basa en la elaboración de unas listas que incluyen impactos o presiones derivados de la actividad humana que pueden afectar al estado

ecológico de los ríos, y una serie de características relacionadas con la naturalidad de los mismos, cuya aplicación ayuda a reconocer y posteriormente seleccionar, las estaciones con ausencia total de factores potenciales de perturbación y que, por tanto, podrán ser consideradas de referencia.

Este procedimiento ha sido probado en cuencas de la vertiente mediterránea, en la Península Ibérica, dentro del Proyecto Guadalmed, y ha demostrado cómo la utilización de *criterios de referencia*, ayuda a los expertos a realizar una mejor selección de las *estaciones de referencia* (Bonada et al., 2002), puesto que se elimina la subjetividad implícita en el término de estación mínimamente perturbada.

En una primera aproximación, Bonada et al., (2002) propusieron 10 criterios que deberían cumplir las estaciones para considerarlas como de referencia. En el anexo 3 se presentan dichos criterios así como detalles para su aplicación.

Para el caso de Arroyo Blanco, se cumplen 8 de los 10 criterios establecidos. Los dos criterios incumplidos son los referentes a la concentración de amonio en el agua, que debe ser inferior a 0.5 mg/l y que para una de las fechas de muestreo se incumplió (invierno de 2004, ver tabla 3) y el % de uso del suelo agrícola de la subcuenca que supera el 10% permitido.

Recientemente, se ha propuesto otra lista más completa y realista con las características ambientales mediterráneas, de criterios que deben cumplir

las estaciones de referencia (Sánchez-Montoya et al., 2005) y que se muestra en el anexo 4

En este caso, Arroyo Blanco cumple la totalidad de los 20 criterios establecidos. En definitiva, Arroyo Blanco puede ser un buen candidato a *estación de referencia* de la red de control de la calidad ecológica de la Cuenca del Segura.

### Agradecimientos

A los alumnos de la Asignatura "Ecología de las Aguas Continentales" del curso 2003-04 de la Licenciatura de Biología. Universidad de Murcia.

### Bibliografía

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. 16<sup>th</sup> 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.

Bailey, R. C.; Norris, H.; Reynoldson B. 2004. Bioassessment of freshwater ecosystems. Using the reference condition approach. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 170 pp.

Barbour, M.T.; Gerritsen, J.G.; Griffith, E.; Frydenborg, R.; McCarron, E.; White, J.S.; Bastian, M.O. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 15: 185-211.

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.

Bonada, N.; Prat, N.; Munné, A.; Rieradevall, M.; Alba-Tercedor, J.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Casas, J.; Jaímez-Cuéllar, P.; Mellado, A.; Moyá, G.; Pardo, I.; Robles, S.; Ramón, G.; Suárez, M.L.; Toro, M.; Vidal-Abarca, M.R.; Vivas, S. & Zamora-Muñoz, C. 2002. Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnética*, 21 (3-4): 99-114.

Broszofski, 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.

TRAGSA. 2000. Plan de desarrollo sostenible y ordenación de los recursos naturales de la Comarca del Noreste (Región de Murcia). Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

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 23<sup>rd</sup> 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.

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 Fernández (1926-1998). Real Academia de Ciencias Exactas, 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.

Gregory, S.V.; F.J. Swanson; W.A. McKee; K.W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zone. *Bioscience*, 41: 540-551.

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.

Hughes, R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In Davies, W.S. & T.P. Simon (eds), *Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida: 31-48.

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.

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.

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.

Munné A., N. Prat, C. Solà, N. Bonada, and M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquat. Conserv. : Mar. Freshw. Ecosyst.* 13:147-163.

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.

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. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética* 21: 115-133, .

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.

Sánchez-Montoya, M.M.; M.L. Suárez; M.R. Vidal-Abarca. 2005. Propuesta de criterios para la selección de estaciones de referencia en ríos mediterráneos en el contexto de la Directiva Marco del Agua. *Tecnología del agua*, 266: 42-52.

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.

Suárez, M.L.; Vidal-Abarca, M.R. 2000. Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera, QBR (Munné et al., 1998) a los cauces fluviales de la cuenca del río Segura. *Tecnología del Agua*, 201: 33- 45.

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., R.Gómez, and M.L.Suárez. 2004. Los ríos de las regiones semiáridas. *Ecosistemas* 2004/1:-15.

Voelz, N. J. & J. V. McArthur. 2000. An exploration of factors influencing lotic species richness. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1543-1570.

Wallin, M., Wiederholm, T.; Johnson, R.K. 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3 - REFCOND. 7th Version.

Ward J.V. 1998. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol. Conserv.*, 83: 269-278.

Wright, J.F. 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology*, 20: 181-197.

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***

Anexo 1. Datos físico-químicos del agua medidos en Arroyo Blanco durante un ciclo de 24 horas.

Erosional		Tª aire	Tª agua		Salinidad	Conductividad	Oxígeno disuelto	% saturación	Alcalinidad
Fecha	Hora	(°C)	(°C)	pH	(g/l)	25 °C (µS/cm)	(mg/l)	oxígeno	(meq/l)
30-abr	18,00	8	11,7	8,24	0,1	950,3	8,31	86,1	4,36
01-may	11,00	9	7,7	8,33	0,1	1040,9	9,58	89,6	4,51
01-may	12,00	12	11	8,45	0,1	974,9	9,15	94,8	4,51
01-may	13,00	12	13,2	8,3	0,1	925,8	8	94	4,62

Deposicional		Tª aire	Tª agua		Salinidad	Conductividad	Oxígeno disuelto	% saturación	Alcalinidad
Fecha	Hora	(°C)	(°C)	pH	(g/l)	25 °C (µS/cm)	(mg/l)	oxígeno	(meq/l)
30-abr	16,00	8	9	8,09	0,1	1020,3	8,16	83,5	4,13
01-may	11,30	9	8	8,07	0,1	1035,2	9,48	89,8	4,36
01-may	13,00	12	11	7,82	0,1	966,9	8,3	82,2	4,25
01-may	14,00	15	12	8,05	0,1	943,8	8,24	82,2	4,25



## ANEXO 2

### MEDIDA DE LA TASA DE PRODUCCIÓN DE MACRÓFITOS.

#### Objetivo:

Medir la producción de un macrófito acuático en condiciones ambientales diferentes.

#### Método:

Cambios en las concentraciones de  $O_2$  disuelto en el agua con macrófitos incubados "in situ" en botellas (transparentes y opacas) Winkler.

#### Protocolo:

\*Selecciona dos habitats de condiciones ambientales diferentes (por ejemplo, zona de corriente y poza). Es conveniente trabajar dos grupos, cada uno de ellos en uno de los habitats seleccionados, para poder comparar los resultados obtenidos.

\*Mide el  $O_2$  disuelto (valor inicial) en cada hábitat seleccionado. Según el valor de saturación determina el tiempo de incubación.

\*Sigue el siguiente esquema de incubación:

1. Llena 8 botellas (4 claras y 4 oscuras) de agua, recogida a la misma profundidad y condiciones donde esté el macrófito.

Una pareja de botellas (una clara y otra oscura), se usan como control en el primer tiempo de incubación.

La segunda pareja se usa para medir fotosíntesis y respiración, en el primer tiempo de incubación.

La tercera pareja se usa de control para el segundo tiempo de incubación.

La cuarta pareja se usa para medir fotosíntesis y respiración, en el segundo tiempo de incubación.

2. Recoge el macrófito seleccionado e introduce el mismo peso fresco en las botellas claras (solo en las dos de incubación). No incluyas partes muertas, raíces, etc. Usa las partes apicales.

\*Mete en el agua las 8 botellas preparadas, a la misma profundidad.

\*Saca las dos primeras parejas de botellas después del primer tiempo de incubación. Mide el  $O_2$  disuelto en las cuatro botellas.

\*Haz lo mismo para las 4 botellas restantes al segundo tiempo de incubación.

\*Realiza los cálculos oportunos y expresa los resultados en forma de tablas y en gráficos.

\*Compara los resultados obtenidos en los dos habitats.

**Cálculo:**

El  $O_2$  producido por la fotosíntesis = aumento de  $O_2$  en la botella clara + el  $O_2$  usado en la respiración (pérdida encontrada en la botella oscura).

La producción bruta, se expresa como:

$mg\ O_2 / g\ peso\ fresco / tiempo$

**Material:**

Termómetro  
Botellas Winkler  
Reactivos medida de  $O_2$  disuelto  
Material laboratorio (papel de filtro, papel de aluminio, agua destilada, etc)  
Jeringuillas milimetradas  
Pipetas  
Vasos de precipitado  
Papel milimetrado  
Calculadoras  
Tijeras

### Anexo 3

Criterios para la selección de las condiciones de referencia en el proyecto GUADALMED.

#### **<10% uso de la cuenca (subcuenca) urbano, agrícola o industrial**

Con ello se quería evaluar la dominancia o no de una cuenca con usos naturales. La respuesta SÍ indicaría cuenca sin alteraciones.

#### **Bosque de Ribera Naturalizado**

Este criterio se refería al estado de conservación de la cobertura vegetal de las riberas. Se consideraría SÍ cuando la cobertura existente en un punto de muestreo es la que debería de tener para ese tipo de río. En la mayoría de los casos, la referencia será un bosque de ribera con árboles y cobertura total. No obstante, en otros casos no tiene que ser así; por ejemplo en cabeceras de más de 2000m de altitud puede no existir cobertura por causas naturales y esto sería la situación de referencia. En las ramblas o en los ríos temporales el estrés hídrico puede hacer que la cobertura arbórea no exista o sea menor al 100%, lo que sería la situación natural.

#### **Bosque de Ribera constituido por especies autóctonas**

Se consideraría SÍ cuando el bosque de ribera estaba formada exclusivamente por especies vegetales autóctonas. En el caso de que se encontrara un solo pie alóctono y este se tratara de una especie naturalizada (*Robinia pseudoacacia*, por ejemplo) no se tendría en cuenta. La lista de especies no autóctonas se encuentra en la hoja de campo del QBR.

#### **Bosque de Ribera sin alteraciones**

En este caso, un punto de muestreo tendría un bosque de ribera sin alteraciones cuando no existían infraestructuras importantes en las riberas, tales como fábricas, casas, polideportivos,... La respuesta SÍ indicaría bosque sin alteraciones.

#### **Canal fluvial natural**

Se consideraría SÍ cuando el río no está canalizado ni presenta escolleras que regulen el canal del río, o presas transversales u otras estructuras similares.

#### **Río sin Regulación**

Un punto de muestreo sometido a una regulación por embalses aguas arriba, se consideraría regulado. La respuesta SÍ indicaría tramo sin regulación.

#### **Hábitat del lecho adecuado**

Se consideraría SÍ cuando el tramo estudiado tuviera un sustrato correspondiente al del tipo al que pertenece, es decir piedras grandes en partes altas; cantos y gravas en tramos medios y bajos y arenas o limos en las zonas aluviales.

#### **Concentración de amonio**

En este caso un SÍ significaría una concentración de amonio menor a 0.5mg/l.

#### **Concentración de N-Nitritos<0.01**

En este caso un SÍ significaría una concentración de N-nitritos menor a 0.01mg/l.

#### **Concentración de P-Fosfatos<0.05**

En este caso un SÍ significaría una concentración de P-fosfatos menor a 0.05mg/l.

**Anexo 4** Propuesta de criterios para la selección de estaciones de referencia para ríos mediterráneos y definición del “muy buen estado ecológico” (Sánchez-Montoya et al., 2005).

Elementos	Bloque	Definición para el “muy buen estado”	Criterios
Biológicos	Zona de Ribera	Zona de ribera sin importantes impactos con vegetación apropiada al tipo y localización geográfica	1. Cobertura y composición de especies apropiada al tipo
			2. Ausencia de cultivos en la llanura de inundación
			3. Ausencia de áreas impermeables en la llanura de inundación (carreteras asfaltadas, grandes construcciones, etc)
	Especies introducidas	Introducción compatible con un impacto muy leve de la biota autóctona	4. Ausencia de impacto severo sobre la biota autóctona por especies introducidas
Físico-químicos	Contaminación puntual	Ausencia de vertidos locales o presencia de aquellos que produzcan sólo efectos ecológicos muy leves	5. Ausencia de vertidos que modifican la salinidad o condiciones termales naturales
			6. No evidencias de vertidos urbanos
			7. No evidencias de vertidos industrial
			8. Ausencia de canales de retorno procedentes de riego
			9. Ausencia de áreas recreativas de uso intensivo o zonas de acampada
	Contaminación difusa	Fuentes de contaminación difusa que produzcan sólo efectos ecológicos leves	10. Porcentaje total de agricultura < 30% (incluida secano y regadío)
Hidro-morfológicos	Morfología del río	Morfología natural del cauce y textura del sustrato apropiada al tipo y a la localización del río	11. Porcentaje total de suelo urbano < 5 %
			12. Ausencia de impactos severos por pastoreo
			13. Composición del sustrato apropiado al tipo
			14. Ausencia de canalizaciones (márgenes y fondos no fijados)
	Extracciones de agua y regulación de caudales	Nivel de aportación, extracción y regulación que sólo cause una modificación leve del caudal natural	15. Ausencia de estructuras trasversales que provocan retención de sedimentos
			16. Ausencia de actividades extractivas de gravas y arenas
			17. Ausencia de grandes derivaciones de agua (uso agrícola, urbano o industrial)
			18. Ausencia de embalses o presas (e.j: hidroeléctricas) que modifiquen significativamente el caudal natural
			19. Ausencia del efecto de trasvases entre cuencas
			20. No depender de un acuífero catalogado como sobre-explotado, contaminado o con intrusión marina

## ***ANEXO FOTOGRÁFICO***



*Chara* sp (Clorofícea)



*Nostoc* sp (Cianofícea)





Diciembre 2002







Diciembre 2002







Primavera 2003







Primavera 2003







Otoño 2004





Otoño 2004