

Plan de calidad de los datos de los muestreos en ríos de la cuenca del Ebro:

Análisis de la repetibilidad de las muestras biológicas



INFORME FINAL

Diciembre 2008

Plan de calidad de los datos de los muestreos en ríos de la cuenca del Ebro: Análisis de la repetibilidad de las muestras biológicas

Diciembre 2008

Equipo:

-Javier Oscoz Escudero

-Pedro Tomás Giménez

-Rafael Miranda Ferreiro

Departamento de Zoología y Ecología
Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra
C/ Irunlarrea s/n, E-31008, Pamplona (Navarra)

Laboratorio de Ensayos Técnicos (ENSAYA)
Polígono Valdeconsejo, C/ Aneto – Nave 8A
50410 Cuarte de Huerva (Zaragoza)

☎ (+34) 948 425 600. Ext: 6281

☎ (+34) 976 566 875

E-mail: joscoz@alumni.unav.es

E-mail: biologia@ensaya.es

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	4
2. MATERIAL Y MÉTODOS	6
2.1 Área de estudio	6
2.2 Metodología para el análisis de diatomeas.....	9
2.3 Metodología para el análisis de macrófitos.....	11
2.4 Metodología para el análisis de macroinvertebrados.....	13
3. RESULTADOS	17
3.1 Modificaciones de las estaciones.....	17
3.2 Diatomeas: Índice IPS.....	18
3.3 Macrófitos: IVAM.....	21
3.4 Macroinvertebrados bentónicos: Índices IBMWP e IASPT	24
4. DISCUSIÓN.....	30
4.1 CEMAS 0089 – Río Gállego en Santa Isabel	30
4.2 CEMAS 0095 – Río Vero en Barbastro.....	32
4.3 CEMAS 0592 – Río Ebro en Pina de Ebro	33
4.4 CEMAS 0703 – Río Arba de Luesia en Malpica	35
4.5 CEMAS 1047 – Río Aragón en Puentelarreina de Jaca	36
4.6 CEMAS 1121 – Río Cinca en Laspuña.....	38
4.7 CEMAS 1132 – Río Ara en Ainsa	39
4.8 CEMAS 1164 – Río Ebro en Alagón.....	41
4.9 CEMAS 1393 – Río Erro en Sorogain.....	42
4.10 CEMAS 1422 – Río Salado en Estenoz.....	44
5. CONCLUSIONES	46
6. BIBLIOGRAFÍA.....	48
7. ANEXOS.....	51
Anexo 1 Inventarios de Diatomeas	52
Anexo 2 Inventarios de Macrófitos.....	58
Anexo 3 Abundancia relativa de macroinvertebrados.....	61

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas dulceacuícolas tienen una importancia fundamental, tanto porque el agua es un recurso natural importante, por las amplias influencias ecológicas que tienen sobre todos los demás y porque además los sistemas fluviales son considerados como indicadores básicos y elementales del estado de conservación del medio en general, puesto que el estado del agua se considera la consecuencia integral de todo lo que ocurre en su cuenca, por lo que habla de la situación y calidad de todo el ecosistema adyacente. Esta importancia hace que el agua se deba considerar como un patrimonio al que proteger y defender, potenciando su uso sostenible e implementando en la medida de lo posible la calidad de este medio.

Es por ello que el estudio y el análisis del estado de estos sistemas, respecto a su estado de conservación y calidad del agua, se haya convertido en una cuestión de relativa importancia de cara a realizar una gestión más adecuada en las diferentes cuencas hidrográficas. Aunque tradicionalmente se ha analizado el estado de los ecosistemas acuáticos mediante el uso de indicadores fisicoquímicos, en los últimos años se ha potenciado el complementar estos análisis con los indicadores biológicos (como las diatomeas, macrófitos, macroinvertebrados o peces), puesto que las comunidades de seres vivos son un reflejo de las condiciones físico-químicas existentes en el ecosistema, proporcionando además información sobre el estado de las aguas en un periodo de tiempo anterior al momento de muestreo y no solo del estado en el momento del muestreo.

Reflejo de esta concepción del agua como un patrimonio a proteger y la visión de la importancia de los indicadores biológicos ha sido la promulgación y el comienzo de implantación de la Directiva 2000/60/CE o Directiva Marco del Agua (DMA). Dicha directiva tiene por objetivo el establecer un marco para la protección de las aguas y los diferentes ecosistemas acuáticos, y en ella se demanda el uso de métodos biológicos para estimar el Estado Ecológico de las masas de agua. Dicho concepto de Estado Ecológico es más amplio que el de calidad, pues se define como *“Una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales”*. Más concretamente, la mencionada DMA establece que han de ser los indicadores biológicos (fitoplancton, macrófitos, organismos fitobentónicos, fauna bentónica de invertebrados y fauna ictiológica) los que determinen en última instancia el estado ecológico de una masa de agua.

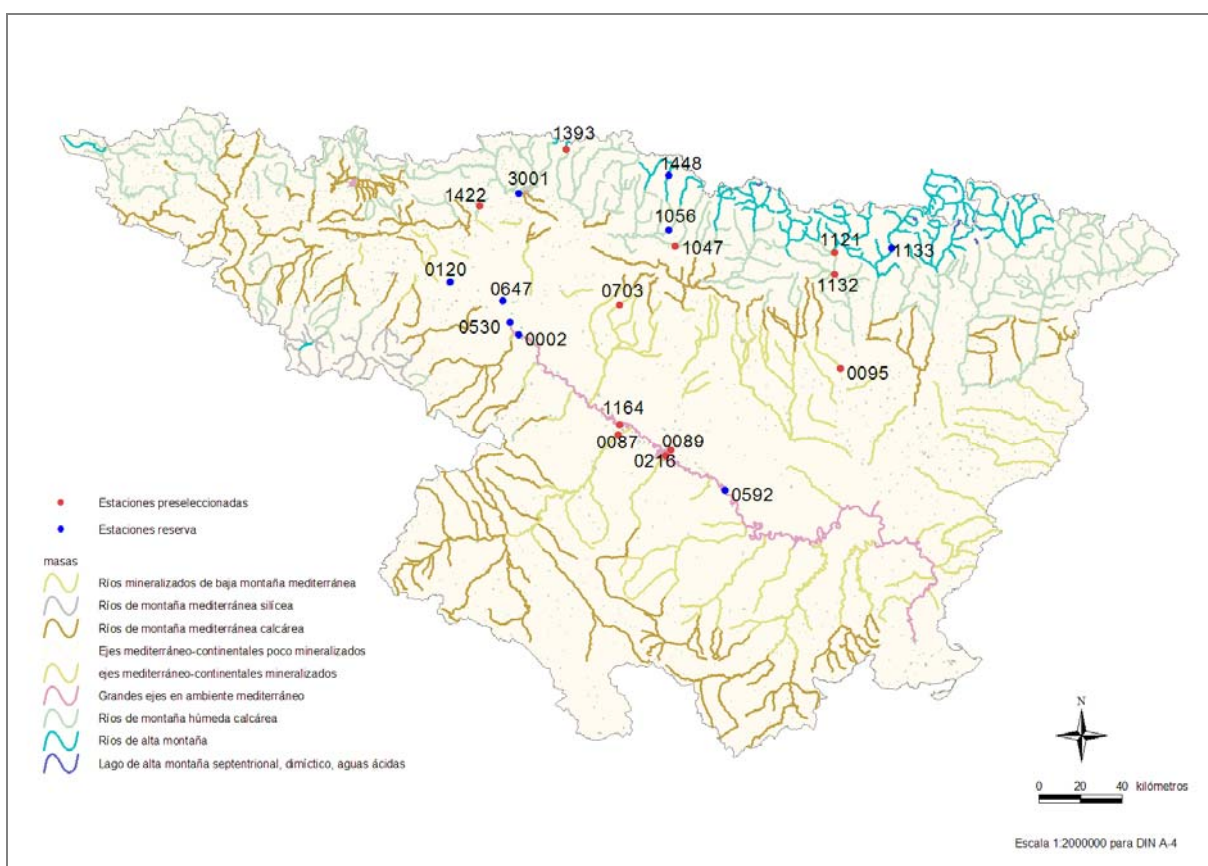
De cara a poder obtener resultados útiles que ayuden a la gestión de los ecosistemas acuáticos se debe considerar el grado de precisión y confianza que los diferentes indicadores ofrecen. Así como en el caso de los indicadores físico-químicos se tiene un buen conocimiento de esta precisión y confianza de los resultados obtenidos, esta información es mucho más limitada en el caso de los diferentes indicadores biológicos. El estudio de la repetibilidad, entendida como “grado de concordancia entre resultados de sucesivas mediciones de un mismo parámetro realizadas bajo las mismas condiciones”, mediante la toma por el mismo operador de dos muestras independientes en dos tramos adyacentes y similares en un mismo río, es algo necesario de cara a consolidar el uso de los diferentes índices e indicadores biológicos utilizados. Dicho estudio ayudaría a analizar alguno de los posibles factores que pudieran influir en el resultado obtenido en los diferentes índices, así como en que manera pudieran llegar a afectar finalmente a la interpretación sobre el estado de las aguas.

El objeto de este estudio es la realización de una primera aproximación al análisis de la repetibilidad, y con ello la consiguiente precisión y confianza que pueden ser alcanzadas con los protocolos de muestreo de los diferentes indicadores biológicos empleados actualmente en la Cuenca Hidrográfica del Ebro.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Área de Estudio

El presente estudio se realizó en la Cuenca Hidrográfica del Ebro, analizándose los indicadores biológicos empleados en la actualidad por la Confederación Hidrográfica del Ebro dentro de la red CEMAS (Control del Estado de las Masas de Agua Superficiales). Dichos indicadores biológicos corresponden a diatomeas, macrófitos y macroinvertebrados bentónicos. El estudio se realizaría en 10 estaciones de la red CEMAS, las cuales deberían permitir el poder realizar dos muestreos independientes en tramos que resultaran lo más homogéneos posibles, de cara a evitar el efecto que la heterogeneidad pudiera tener sobre los organismos analizados y el resultado obtenido.



Mapa 1. Relación de estaciones de la red CEMAS preseleccionadas y estaciones de reserva.

De entre las masas de aguas a muestrear durante la campaña de 2008 en la actual red CEMAS se realizó una preselección de 10 tramos de ríos (estaciones de muestreo) que *a priori* presentarían unas condiciones muy homogéneas y tuvieran una longitud suficiente para

permitir dos muestreos biológicos en condiciones similares. En la medida de lo posible se seleccionaron los puntos de manera que englobaran diferentes tipologías y estados ecológicos presentes en la cuenca. Además, y en previsión de que hubiera alguna circunstancia que finalmente no permitiera el poder tomar dos muestras representativas de tramos homogéneos y similares, se seleccionaron una serie de estaciones de muestreo de reserva. La relación de estaciones preseleccionadas y estaciones de reserva se muestran en la Tabla 1 y Mapa 1.

Para evaluar el estado ecológico de los tramos, en cada una de las estaciones de muestreo se muestrearon los indicadores biológicos antes mencionados (diatomeas, macrófitos y macroinvertebrados), calculándose posteriormente en laboratorio los índices correspondientes:

- Diatomeas: IPS
- Macrófitos: IVAM
- Macroinvertebrados: IBMWP e IASPT

En cada estación se procedió al muestreo por duplicado de macroinvertebrados, diatomeas y macrófitos, de acuerdo a las indicaciones de los protocolos de la Confederación Hidrográfica del Ebro y las normas UNE correspondientes. Más adelante se hace una breve explicación de los diferentes protocolos y metodologías utilizados para cada indicador biológico utilizado.

	CEMAS	Río	Nombre de la estación	Ecotipo
Estaciones preseleccionadas	1132	Ara	Ainsa	126
	1047	Aragón	Puentelarreina de Jaca	126
	0703	Arba de Luesia	Malpica de Arba	109
	1121	Cinca	Laspuña	127
	1164	Ebro	Alagón	117
	1393	Erro	Sorogain	126
	0089	Gállego	Santa Isabel – Zaragoza	115
	0216	Huerva	Zaragoza	115
	0087	Jalón	Grisén / Alagón–Parque El Caracol	116
	1422	Salado	E.A. Esténoz	126
Estaciones de reserva	0530	Aragón	Milagro	115
	0647	Arga	Peralta	115
	0120	Ebro	Lodosa	115
	0002	Ebro	Castejón	117
	0592	Ebro	Pina de Ebro	117
	3001	Elorz	Pamplona	112
	1133	Esera	Castejón de Sos	127
	1448	Veral	Zuriza	127
	1056	Veral	Binies	126
	0095	Vero	Barbastro	109

Tabla 1. Relación de estaciones de la red CEMAS preseleccionadas y estaciones de reserva.

Cada una de las hojas de campo y de las muestras se etiquetó convenientemente por medio de lápiz o rotulador indeleble, indicándose:

- Código CEMAS de la estación
- Río
- Nombre de la estación
- Fecha de muestreo

Al tratarse de dos tramos sucesivos de río en una misma estación CEMAS la denominación podría llegar a resultar confusa y provocar errores de identificación en laboratorio, por lo que de cara a evitarlo se añadió al código CEMAS de la estación un 1 para los tramos inferiores y un 2 para los superiores. Además en el nombre de la estación se hizo referencia explícita a si se trataba del tramo inferior o del tramo superior. Durante todo el proceso, desde la

realización del muestreo, análisis en laboratorio, introducción y tratamiento de datos, se evaluarán y minimizarán, en lo posible, las distintas fuentes de error que pudieran concurrir.

2.2 Metodología para el análisis de diatomeas

Para la recolección de la muestra de diatomeas se ha seguido el protocolo publicado por la Confederación Hidrográfica del Ebro (Confederación Hidrográfica del Ebro 2005a). Para el correcto muestreo es muy importante la selección de un sustrato adecuado, pues la composición de las comunidades puede variar en función del sustrato. Como criterio general se muestrearon las comunidades que se desarrollaban en sustratos duros estables localizados en zonas sumergidas del lecho fluvial con suficiente corriente. Alternativamente, caso de no hallarse estos sustratos apropiados, se tomaron muestras en superficies de estructuras construidas por el hombre (pilares de puentes o paredes de infraestructuras hidráulicas).

Para realizar el muestreo se recorría el río desde su parte inferior, recorriendo el tramo a contra corriente (aguas arriba), para minimizar el efecto de la contaminación de muestras. Se seleccionaban como mínimo 5 piedras, o bien hasta 10 si sólo existían piedras pequeñas o guijarros, asegurándose de que éstas eran extraídas de zonas adecuadas (inundadas permanentemente, estables, en lugares soleados y con aguas corrientes). Aunque siempre se procuraba no seleccionar piedras que tuvieran algas filamentosas o cualquier tipo de sustancia adherida al sustrato (como detritus orgánico), si esto no era posible se eliminó cualquier tipo de contaminación adherida a los sustratos limpiando un poco la superficie en la corriente de agua. En el caso de que el sustrato estuviera parcialmente recubierto de algas filamentosas se intentaron desprender éstas, tanto como fue posible, antes de tomar la muestra. Una vez seleccionadas las piedras, se cepilló con un cepillo de dientes su superficie superior, evitando las superficies de erosión y sedimentación. Se limpiaba en total un área de unos 100 cm². Periódicamente se introducía el cepillo en el bote de la muestra, previamente aclarado y rellenado con unos 50 cm³ de agua, para mediante su agitación permitir la transferencia de las diatomeas. El agua de la muestra debía tornarse turbia y de color marrón. Posteriormente se aclaraba el cepillo utilizado con abundante agua del río, para evitar contaminaciones de posteriores muestras. La muestra era etiquetada convenientemente y se procedía a su conservación, guardándose en una caja en oscuridad hasta su traslado a laboratorio. En laboratorio se aplicaron los protocolos establecidos para el cálculo del índice IPS. Para el cálculo del Estado Ecológico mediante este índice se aplicaron los rangos de Estado Ecológico señalados en el Anexo III de la Instrucción de planificación hidrológica de la Orden ARM/2656/2008 y en el Borrador de Informe Sobre la

Interpolación del IBMWP e IPS en los tipos de masas de agua en los que no se dispone de Información (V 4.0 Julio 2008), rangos que se recogen en la Tabla 2.

Estado	Clase	Ecotipo							
		109	111	112	115	116	117	126	127
Muy Bueno	I	>16,8	>16,2	>16	>15,1	>14,2	>11,7	>16,3	>17,4
Bueno	II	16,8- 12,6	16,2- 12,2	16-11,9	15,1- 11,3	14,2- 10,6	11,7-8,8	16,3-12,2	17,3- 13,1
Moderado	III	12,5- 8,4	12,1-8,1	11,8-8	11,2- 7,6	10,5-7,1	8,7-5,9	12,1-8,1	13,0-8,8
Deficiente	IV	8,3-4,2	8-4,1	7,9-3,9	7,5- 3,8	7,0-3,5	5,8-3,0	8,0-4,1	8,7-4,3
Malo	V	<4,2	<4,1	<3,9	<3,8	<3,5	<3,0	<4,1	<4,3

Tabla 2. Rangos de Estado Ecológico del índice IPS de acuerdo al Anexo III de la Orden ARM/2656/2008 y al Borrador de Informe Sobre la Interpolación del IBMWP e IPS en los tipos de masas de agua en los que no se dispone de Información (V 4.0 Julio 2008).

En el análisis de los datos se siguió la metodología descrita por Kelly (2001), en la que utiliza el índice de similaridad de Bray-Curtis. Los índices de similaridad se utilizan en ecología de comunidades para clasificar lugares en función de la composición de los organismos presentes en cada uno de ellos. A mayor valor de similaridad entre dos lugares, más similares son.

- El Índice de Similaridad de Bray-Curtis se calcula de la siguiente forma: $D_{1,2} = \sum q_i$ donde $D_{1,2}$ es la similaridad entre las muestras 1 y 2 y q_i es la menor de las abundancias relativas de la especie i . D puede variar de 0 a 1, indicando valores **>0,6** muestras replicadas. En los casos en los que el valor de similaridad obtenido sea **<0,6** se seguirán las indicaciones de Wellendorf (2008), realizándose un análisis SIMPER el cual nos indica los taxones que más contribuyen a la diferencia entre los tramos. La disimilaridad de Bray-Curtis entre tramos es 1 menos la Similaridad de Bray-Curtis entre los tramos. Cada taxón que no es idéntico en las dos muestras contribuye a una parte de la disimilaridad entre lugares.

También se calcularon una serie de índices:

- Similaridad de Jaccard (S_j): calculada como $S_j = \frac{M}{(M+N)}$ donde M es el número de taxones presentes en las dos muestras y N es el número de taxones presentes sólo en una muestra.

- Similaridad de Sorensen (S_s): calculada como $S_s = \frac{2 \cdot M}{(2 \cdot M + N)}$
- Similaridad de Morisita (S_M): A diferencia de los índices anteriores, en los que sólo se tiene en cuenta la presencia-ausencia, este índice tiene en cuenta la abundancia de cada taxón, siendo el índice recomendado por Krebs (1989). Para su cálculo se utilizan las siguientes fórmulas (siendo x_{i1} y x_{i2} la abundancia del taxón i en las muestras 1 y 2 respectivamente):

$$\lambda_1 = \frac{\sum (x_{i1} \cdot (x_{i1} - 1))}{\sum x_{i1} \cdot (\sum x_{i1} - 1)} \quad \lambda_2 = \frac{\sum (x_{i2} \cdot (x_{i2} - 1))}{\sum x_{i2} \cdot (\sum x_{i2} - 1)}$$

$$S_M = \frac{2 \cdot \sum (x_{i1} \cdot x_{i2})}{(\lambda_1 + \lambda_2) \cdot \sum x_{i1} \cdot \sum x_{i2}}$$

- Diversidad de Shannon (H'): calculada como $H' = -\sum \left(\frac{n_i}{n_t} \cdot \ln \left(\frac{n_i}{n_t} \right) \right)$ donde n_i es la abundancia del taxón i y n_t es la abundancia total de la muestra.
- Dominancia de Simpson (D_s): calculada como $D_s = \sum \left(\frac{n_i}{n_t} \right)^2$
- Índice de Riqueza de Margalef (R_M): calculada como $R_M = \frac{(S-1)}{\ln(n_t)}$ donde S es el número de taxones
- Equitatividad (E): calculada como $E = \frac{H'}{\ln(S)}$

2.3 Metodología para el análisis de macrófitos

De cara a la aplicación del índice IVAM (Moreno *et al.* 2006) se debe escoger un tramo de río suficientemente extenso para que incluya la mayor variedad de hábitats posibles (pozas, rápidos, remansos, charcas marginales), siendo generalmente suficiente un tramo de 50-100 m. Se han seguido las indicaciones realizadas en el protocolo publicado por la Confederación Hidrográfica del Ebro para el estudio de macrófitos (Confederación Hidrográfica del Ebro 2005b). El tramo seleccionado se recorrió en zigzag de una orilla a otra desde aguas abajo a aguas arriba, recogiendo todos los macrófitos existentes mediante su

búsqueda sobre piedras en zonas reófilas y sobre tallos, troncos y raíces de helófitos en los márgenes del río. Las muestras de pecton (organismos íntimamente adheridos al sustrato con talos aplanados, laminares o esféricos, como algunas algas incrustantes) se podían recoger y fijar con el propio sustrato o bien se realizaba un raspado mediante el filo de una navaja o una pequeña cuchara. Las algas filamentosas que constituyen el plocon, así como las fanerógamas y carófitas, se recolectaron con la mano, utilizando la navaja si era necesario por estar fijadas al sustrato. Se identificaban en campo, siempre que era posible, los taxones hallados, anotando además la cobertura de cada taxón sobre el lecho del cauce. Para la posterior determinación precisa de los especímenes en laboratorio (mediante lupa y microscopio), se fijaban las muestras en bolsas de plástico por medio de formol al 4%. Dichas bolsas eran etiquetadas convenientemente para su correcta identificación en laboratorio.

En el laboratorio se procedió a verter la muestra en una batea blanca, para a continuación realizar una separación y aclarado con agua destilada de dicha muestra en pequeñas submuestras mediante placas de Petri de vidrio de 12 cm de diámetro. Sobre estas submuestras se realizó un análisis macroscópico a la lupa binocular (estereomicroscopio) y, para aquellos casos en los que era necesario, un análisis microscópico mediante la observación de preparaciones microscópicas con portas y cubres. De esta manera se confirmaron y determinaron correctamente los ejemplares recogidos en cada estación. En los casos en los que hubiera dudas sobre la correcta identificación del ejemplar se realizaron fotografías que eran enviadas a los especialistas correspondientes. Durante el proceso se anotaron los distintos taxones identificados en el correspondiente cuaderno de laboratorio, para posteriormente calcular el valor resultante del índice IVAM para cada estación analizada. En la Tabla 3 se muestran los rangos de cada clase de Estado Ecológico definidas para este índice.

Estado	Clase	Valor índice IVAM
Muy Bueno	I	> 5,7
Bueno	II	5,7-4,5
Moderado	III	4,4-3,2
Deficiente	IV	3,1-2,0
Malo	V	< 2

Tabla 3. Rangos de Estado Ecológico del índice IVAM de acuerdo a Moreno et. al. 2006.

Para estudiar la similitud de los tramos se utilizaron índices de similitud basados en la presencia-ausencia de los taxones, son los siguientes:

- Similaridad de Jaccard (S_J): calculada como $S_J = \frac{M}{(M + N)}$ donde M es el número de taxones presentes en las dos muestras y N es el número de taxones presentes sólo en una muestra.
- Similaridad de Sorensen (S_S): calculada como $S_S = \frac{2 \cdot M}{(2 \cdot M + N)}$

2.4 Metodología para el análisis de macroinvertebrados

Para aplicar el índice seleccionado, IBMWP (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega 1988), se debe seleccionar un tramo lo suficientemente extenso para que incluya los diferentes hábitats existentes, siendo generalmente un tramo de unos 100 m suficiente en la mayor parte de las masas de agua.

Para la obtención de las muestras de macroinvertebrados se utilizó una red de mano estándar de acuerdo a lo especificado por la norma internacional EN 27828:1994, con una malla de *Nyral* de 500 μm de luz. Se han seguido las indicaciones del protocolo publicado por la Confederación Hidrográfica del Ebro para el análisis de invertebrados bentónicos (Confederación Hidrográfica del Ebro 2005c) y la metodología propuesta por Jáimez-Cuellar *et al.* (2006) respecto a la toma y procesado de las muestras de macroinvertebrados. Se realizó en primer lugar un muestreo multihábitat de acuerdo al protocolo del IBMWP (Jáimez-Cuellar *et al.* 2002), pero teniendo en cuenta que el sustrato que se removía por delante de la red debía ser de 0,5 m (lo que se considera un kick). Se muestrearon todos los microhábitats diferentes encontrados en el tramo de muestreo, contabilizándose el número de kicks tomados en cada uno. Dicha muestra se examinaba en campo, separándose en un vial con etanol 96% al menos un ejemplar de cada uno de los taxones diferentes hallados, salvo en el caso de especies sensibles como los representantes de la familia *Unionidae* en los que sólo se anotaba su presencia, liberándose a continuación los ejemplares en el mismo tramo. Se daba por terminada esta parte del muestreo cuando nuevos kicks no aportaron taxones nuevos. El material recogido se almacenaba en botes de plástico de 500 ml, fijándose mediante la adición de formaldehído al 40%, hasta conseguir una dilución de la muestra del 4%, etiquetándose adecuadamente para su correcta identificación. Tras esto se recorría el tramo para calcular el porcentaje de extensión de cada microhábitat presente en el mismo. Se realizaron nuevos kicks en los microhábitats que en el primer muestreo hubieran resultado submuestreados, de manera que el número de kicks tomados finalmente

en cada tramo fuera finalmente proporcional a su representación en el tramo. Los nuevos kicks tomados (denominados muestra de ajuste) se almacenaron y fijaron con el mismo método usado para los primeros kicks (muestra IBMWP). Todo el material usado en cada estación fue desinfectado tras el muestreo, de cara a evitar en la medida de lo posible la propagación del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*). Una vez en el laboratorio se combinan las muestras de IBMWP y la de ajuste para el procesado de la muestra global. Se filtraba dicha muestra a través de tres tamices, uno de 5 mm, uno de 1 mm y uno de 0,5 mm, de manera que se obtuvieron tres fracciones (grande, mediana y pequeña), una en cada tamiz. De la fracción grande se clasificaron y contaron todos los ejemplares, incluyendo también los taxones que se habían separado previamente en el muestreo de campo. La fracción mediana se vertía en una bandeja cuadrículada, de la cual se extraía el contenido de una de las cuadrículas elegida al azar (lo que se denomina alícuota). Se clasificaban y contaban todos los ejemplares de dicha alícuota. Si el número de ejemplares hallados era de al menos 100, se procedía a estimar con ello la abundancia en la fracción total, mientras que si era inferior a 100 se procedía a analizar otra alícuota escogida al azar hasta llegar al menos a dicho número para estimar la abundancia. Posteriormente se analizaba el resto de la fracción para separar todos los taxones diferentes que no hubieran sido hallados en la alícuota. Con la fracción fina se procedía de igual manera que con la fracción intermedia. Cada muestra fue analizada en su totalidad con la ayuda de un estereomicroscopio (x7-x45 aumentos) con luz incidente, clasificándose todos los individuos hallados hasta nivel de familia, ya que este es el nivel taxonómico requerido para calcular el índice IBMWP, y además representa un indicador fidedigno de las condiciones ambientales (Graça *et al.* 1995, Olsgard *et al.* 1998). Para la clasificación se utilizaron diferentes claves taxonómicas generales, principalmente las recogidas por Tachet *et al.* (1984, 2000), usando en algunos casos bibliografía específica para ciertos grupos taxonómicos. Tras el análisis de las muestras y la determinación de los taxones presentes se calcularon las abundancias, mediante la suma de los resultados obtenidos en cada fracción, y los índices bióticos IBMWP e IASPT. Para el cálculo de estos índices en este estudio se tuvieron en cuenta los taxones, valores para cada taxón y rangos originales de clases de calidad del IBMWP señalados por Alba-Tercedor *et al.* (2002) y Jáimez-Cuellar *et al.* (2002). Además también se aplicaron los rangos de Estado Ecológico señalados en el Anexo III de la Instrucción de planificación hidrológica de la Orden ARM/2656/2008 (para los ecotipos fluviales 109, 111, 112, 126 y 127), y el Borrador de Informe Sobre la Interpolación del IBMWP e IPS en los tipos de masas de agua en los que no se dispone de Información V 4.0 Julio 2008 para el resto de los

ecotipos (concretamente los ecotipos 115, 116 y 117). Estos rangos se muestran en la Tabla 4.

Estado	Clase	Ecotipo							
		109	111	112	115	116	117	126	127
Muy Bueno	I	>124	>140	>133	>91	>83	>58	>127	>135
Bueno	II	95-124	107-140	101-133	69-91	63-83	45-58	95-127	103-135
Moderado	III	63-94	71-106	68-100	46-68	42-62	30-44	63-94	68-102
Deficiente	IV	32-62	36-70	33-67	24-45	22-41	15-29	33-62	35-67
Malo	V	<32	<36	<33	<24	<22	<15	<33	<35

Tabla 4. Rangos de Estado Ecológico del índice IBMWP de acuerdo al Anexo III de la Orden ARM/2656/2008 y al Borrador de Informe Sobre la Interpolación del IBMWP e IPS en los tipos de masas de agua en los que no se dispone de Información (V 4.0 Julio 2008).

También se analizaron de forma tentativa los resultados obtenidos al aplicar algunos otros tipos de índices e indicadores que a veces se utilizan en los estudios de comunidades. Estos índices e indicadores utilizados fueron los siguientes:

- Similaridad de Jaccard (S_J): calculada como $S_J = \frac{M}{(M + N)}$ donde M es el número de taxones presentes en las dos muestras y N es el número de taxones presentes sólo en una muestra.
- Similaridad de Sorensen (S_S): calculada como $S_S = \frac{2 \cdot M}{(2 \cdot M + N)}$
- Similaridad de Morisita (S_M): A diferencia de los índices anteriores, en los que sólo se tiene en cuenta la presencia-ausencia, este índice tiene en cuenta la abundancia de cada taxón, siendo el índice recomendado por Krebs (1989). Para su cálculo se utilizan las siguientes fórmulas (siendo x_{i1} y x_{i2} la abundancia del taxón i en las muestras 1 y 2 respectivamente):

$$\lambda_1 = \frac{\sum (x_{i1} \cdot (x_{i1} - 1))}{\sum x_{i1} \cdot (\sum x_{i1} - 1)} \quad \lambda_2 = \frac{\sum (x_{i2} \cdot (x_{i2} - 1))}{\sum x_{i2} \cdot (\sum x_{i2} - 1)}$$

$$S_M = \frac{2 \cdot \sum (x_{i1} \cdot x_{i2})}{(\lambda_1 + \lambda_2) \cdot \sum x_{i1} \cdot \sum x_{i2}}$$

- Diversidad de Shannon (H'): calculada como $H' = -\sum \left(\frac{n_i}{n_t} \cdot \ln \left(\frac{n_i}{n_t} \right) \right)$ donde n_i es la abundancia del taxón i y n_t es la abundancia total de la muestra.
- Dominancia de Simpson (D_s): calculada como $D_s = \sum \left(\frac{n_i}{n_t} \right)^2$
- Índice de Riqueza de Margalef (R_M): calculada como $R_M = \frac{(S-1)}{\ln(n_t)}$ donde S es el número de taxones
- Equitatividad (E): calculada como $E = \frac{H'}{\ln(S)}$
- Porcentaje de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros (EPT)
- Estructura de grupos tróficos. Las alteraciones en el ecosistema pueden condicionar la distribución y abundancia relativa de estos grupos tróficos (Statzner *et al.* 2001) por alterar la disponibilidad de diferentes recursos tróficos o por la acción de diversas toxinas asociadas o relacionadas con estos recursos tróficos. Los macroinvertebrados fueron clasificados en cuatro grupos tróficos (Trituradores, Colectores, Raspadores y Depredadores) de acuerdo a los criterios de Cummins (1974), Tachet *et al.* (1984) y Barbour *et al.* (1999).

Salvo el caso del cálculo de EPT y de la estructura de grupos tróficos en los que se realizó el cálculo directamente, el resto de índices se calcularon por medio del programa estadístico PAST v.1.87 (Hammer *et al.* 2001).

3. RESULTADOS

3.1 Modificaciones de las estaciones

De las estaciones preseleccionadas inicialmente, en dos (CEMAS 0216 Huerva en Zaragoza y CEMAS 0087 Jalón en Grisen) no se pudieron tomar las muestras previstas. En el primer caso no se pudo acceder a la estación de muestreo, localizada en la parte baja del citado río cerca de su confluencia con el río Ebro, ya que debido a la construcción del azud del Ebro de la EXPO-2008 este tramo se encontraba totalmente embalsado y no se pudo encontrar en la masa una zona similar accesible donde poder realizar el muestreo en las condiciones adecuadas. Se planteó el sustituir esta estación para este estudio por la CEMAS 3001 (Elorz en Pamplona), por tratarse de dos ríos con características similares en cuanto a caudal, localización de ambas estaciones en su tramo bajo cerca de grandes ciudades y haber discurrido previamente por áreas con cierta industrialización. Sin embargo no se pudo tomar en esta estación la segunda muestra (tramo superior), ya que dicha parte superior se compuso casi exclusivamente de un lecho de losa muy poco fisurada, no hallándose sustrato de gravas y cantos (que si existían en el tramo inferior) que hicieran que las muestras resultaran adecuadas y comparables. Finalmente se sustituyó este punto por la estación CEMAS 0095 (Vero en Barbastro), que también se puede considerar que tenía características más o menos similares en cuanto a caudal y cercanía de un núcleo urbano e industrial de cierta importancia. En cuanto a la estación CEMAS 0087 (Jalón en Grisen), no se pudo tomar la muestra del tramo inferior, ya que aparentemente existía un vertido en esa zona, lo cual ayudado por la insolación existente provocaba un crecimiento desmesurado de algas que cubrían el sustrato. Esta circunstancia, junto al hecho de percibirse señales de que existía un vertido orgánico, hacía que los tramos no pudieran considerarse como iguales y válidos para realizar el estudio de repetibilidad. Esta estación, perteneciente a un ecotipo con muy poca representación en la cuenca (sólo comprende el tramo bajo del río Jalón) fue finalmente reemplazado por la estación CEMAS 0592 (Ebro en Pina de Ebro).

A continuación se comentan los resultados hallados para cada indicador biológico por separado.

3.2 Diatomeas: Índice IPS

En el Anexo 1 se recogen los resultados del análisis de las muestras de diatomeas respecto a la abundancia de los diferentes taxones hallados en cada tramo de cada estación. Los resultados encontrados respecto a estos índices, así como el número de valvas y de taxones hallados, se muestran en la Tabla 5. En las Fig. 1, 2 y 3 se representan gráficamente dichos resultados.

Se observa que en general se encontraron valores bastante similares para los diferentes índices calculados, y que prácticamente en todas las estaciones analizadas el índice IPS catalogaba los dos tramos analizados dentro del mismo Estado Ecológico. Sólo en dos casos se produjeron cambios de Estado Ecológico, se trata de las estaciones CEMAS 0095 (Vero en Barbastro) y CEMAS 1047 (Aragón en Puentelarreina). En el primer caso el tramo inferior obtuvo un estado “Deficiente” y el superior “Malo”, en el segundo de los casos, el tramo inferior obtuvo un estado “Muy Bueno” y el superior “Bueno”. Las posibles causas se discuten en los comentarios de cada estación. Al comparar los valores del índice no se obtuvieron diferencias significativas entre estaciones, ($P > 0,05$).

Río	Localidad	CEMAS	nº valvas	Taxones	IPS	Clase	Estado
Gállego	Sta. Isabel	0089-1	401	18	14,6	II	Bueno
		0089-2	480	22	14,7	II	Bueno
Vero	Barbastro	0095-1	405	25	5,8	IV	Deficiente
		0095-2	426	17	3,1	V	Malo
Arba Luesia	Malpica	0703-1	418	9	19,4	I	Muy Bueno
		0703-2	401	11	18,1	I	Muy Bueno
Aragón	Puentelarreina	1047-1	416	16	18,7	I	Muy Bueno
		1047-2	413	16	14,7	II	Bueno
Cinca	Laspuña	1121-1	470	14	19,8	I	Muy Bueno
		1121-2	467	8	19,8	I	Muy Bueno
Ara	Ainsa	1132-1	386	10	19,6	I	Muy Bueno
		1132-2	435	13	19,8	I	Muy Bueno
Erro	Sorogain	1393-1	402	14	19,5	I	Muy Bueno
		1393-2	407	15	19,1	I	Muy Bueno
Salado	Estenoz	1422-1	431	9	17,6	I	Muy Bueno
		1422-2	434	10	19,5	I	Muy Bueno

Tabla 5. Resultados del índice IPS calculado en los tramos y estaciones de la red CEMAS analizados

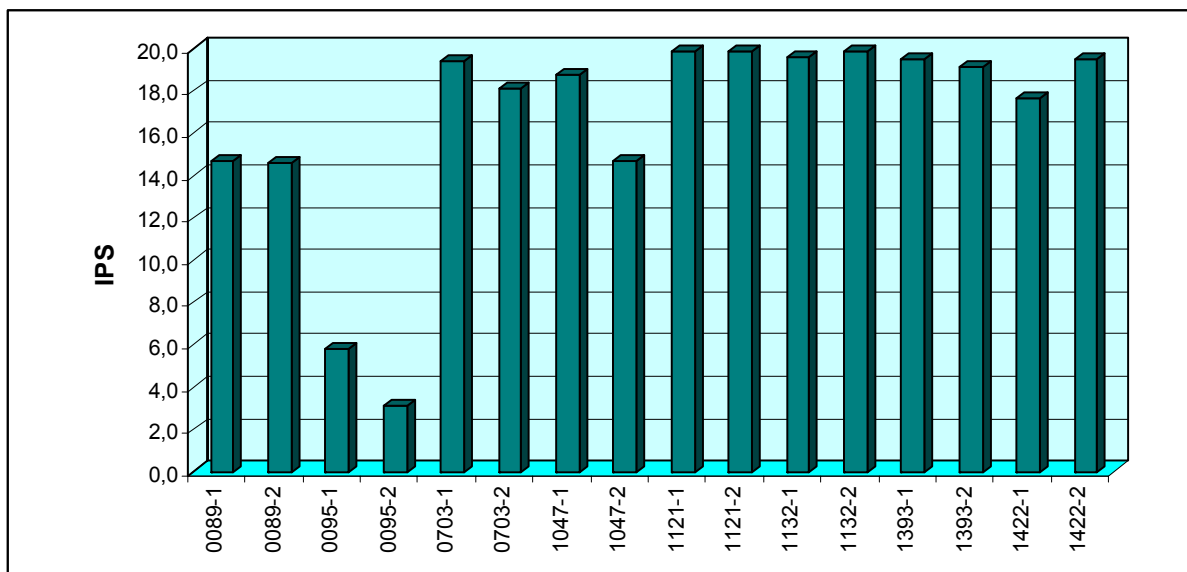


Fig. 1. Valores del índice IPS obtenidos en los tramos y estaciones analizados.

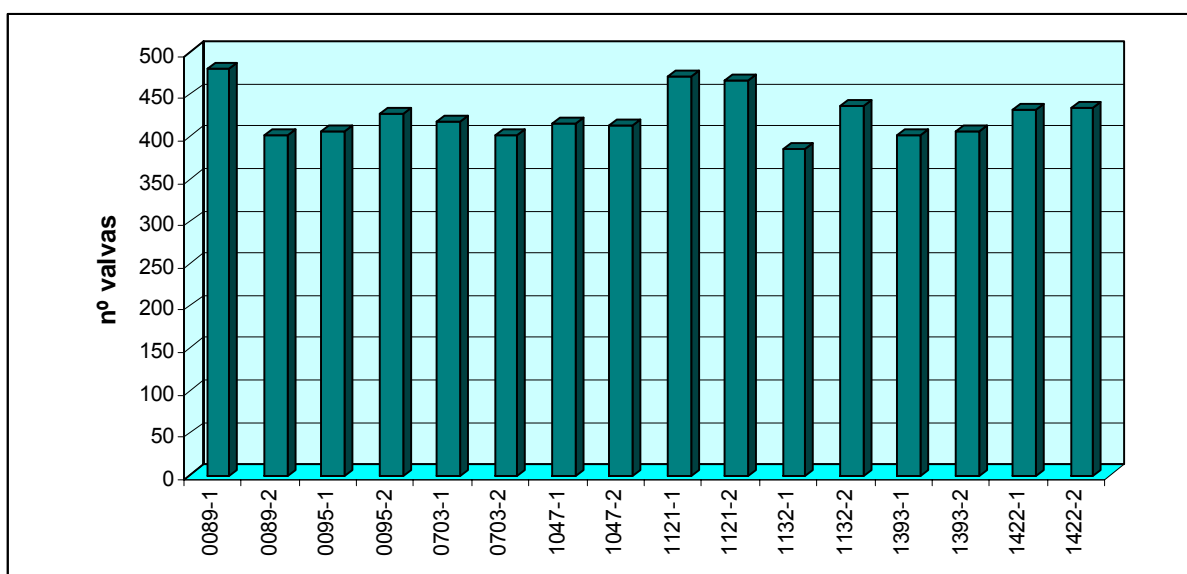


Fig. 2. Número de valvas contadas en los tramos y estaciones analizados.

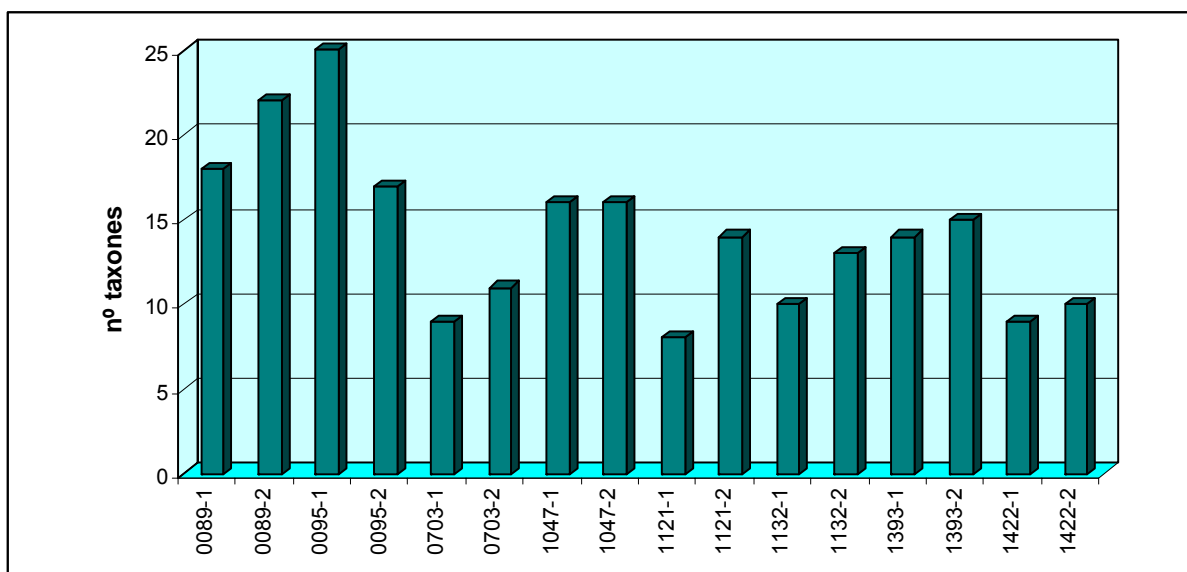


Fig. 3. Número de taxones hallados en los tramos y estaciones analizados.

En cuanto al resto de índices testados, en la Tabla 6 se presentan los resultados. Se observó que en los índices de similitud basados en la presencia-ausencia de los taxones, se obtenían valores de similitud más elevados en el caso S_s . Dichos índices mostraron diferencias significativas ($P < 0,05$) cuando se compararon estadísticamente

Río	Localidad	CEMAS	S_J	S_s	S_{BC}	S_M	H'	E	D_s	R_M
Gállego	Sta. Isabel	0089-1	0,6	0,75	0,83	0,95	1,609	0,557	0,347	2,836
		0089-2					1,901	0,615	0,241	3,401
Vero	Barbastro	0095-1	0,55	0,71	0,66	0,81	1,398	0,434	0,469	3,997
		0095-2					1,502	0,530	0,319	2,643
Arba Luesia	Malpica	0703-1	0,67	0,8	0,77	0,96	1,444	0,657	0,353	1,325
		0703-2					1,309	0,546	0,436	1,668
Aragón	Puentelarreina	1047-1	0,33	0,5	0,21	0,19	1,343	0,484	0,461	2,487
		1047-2					1,079	0,389	0,543	2,490
Cinca	Laspuña	1121-1	0,47	0,64	0,88	0,99	0,862	0,327	0,612	2,113
		1121-2					0,529	0,254	0,777	1,139
Ara	Ainsa	1132-1	0,35	0,52	0,87	0,99	0,511	0,222	0,806	1,876
		1132-2					0,446	0,174	0,847	2,521
Erro	Sorogain	1393-1	0,53	0,69	0,6	0,77	1,610	0,610	0,250	2,168
		1393-2					1,641	0,606	0,340	2,330
Salado	Estenoz	1422-1	0,46	0,63	0,2	0,21	1,479	0,673	0,275	1,319
		1422-2					1,422	0,618	0,276	1,482

Tabla 6. Resultados de otros índices calculados en los tramos y estaciones de la red CEMAS analizados.

Los valores más altos de similaridad se hallaron en los índices basados en las abundancias de los taxones, S_{BC} y S_M , más concretamente para el índice de similaridad de Morisita. No se obtuvieron diferencias significativas al comparar ambos índices, ($P > 0,05$).

Al comparar los valores del resto de índices no se obtuvieron diferencias significativas entre estaciones, ($P > 0,05$).

3.3 Macrófitos: IVAM

En el Anexo 2 se recogen los resultados del análisis de las muestras de macrófitos respecto a la cobertura de los diferentes taxones hallados en los tramos de cada estación. Los resultados encontrados respecto a estos índices, así como el número de taxones hallados, se muestran en la Tabla 7. En las Fig. 4 y 5 se representan gráficamente los resultados hallados respectivamente para el índice IVAM y el número de taxones.

Se observa que en general se encontraron valores bastante similares para los diferentes índices calculados, y que prácticamente en todas las estaciones analizadas el índice IVAM catalogaba los dos tramos analizados dentro del mismo Estado Ecológico. Al comparar los valores del índice no se obtuvieron diferencias significativas entre estaciones, ($P > 0,05$). Sólo en dos casos se produjeron cambios de Estado Ecológico, se trata de las estaciones CEMAS 1047 (Aragón en Puentelarreina) y CEMAS 1132 (Ara en Aínsa). En el primer caso el tramo inferior obtuvo un estado “Buena” y el superior “Moderado”, en el segundo de los casos, el tramo inferior obtuvo un estado “Muy Buena” y el superior “Buena”. Las posibles causas se discuten en los comentarios de cada estación.

Río	Localidad	CEMAS	Taxones	IVAM	Clase	Estado
Gállego	Sta. Isabel	0089-1	3	6,18	I	Muy Bueno
		0089-2	3	6,18	I	Muy Bueno
Vero	Barastro	0095-1	5	2,40	IV	Deficiente
		0095-2	4	2,00	IV	Deficiente
Arba Luesia	Malpica	0703-1	14	6,12	I	Muy Bueno
		0703-2	11	6,10	I	Muy Bueno
Aragón	Puentelarreina	1047-1	5	4,70	II	Bueno
		1047-2	7	4,30	III	Moderado
Cinca	Laspuña	1121-1	17	6,32	I	Muy Bueno
		1121-2	9	6,42	I	Muy Bueno
Ara	Ainsa	1132-1	12	6,26	I	Muy Bueno
		1132-2	11	5,33	II	Bueno
Erro	Sorogain	1393-1	11	6,12	I	Muy Bueno
		1393-2	11	6,11	I	Muy Bueno
Salado	Estenoz	1422-1	2	5,00	II	Bueno
		1422-2	2	5,00	II	Bueno

Tabla 7. Resultados del índice IVAM calculado en los tramos y estaciones de la red CEMAS analizados.

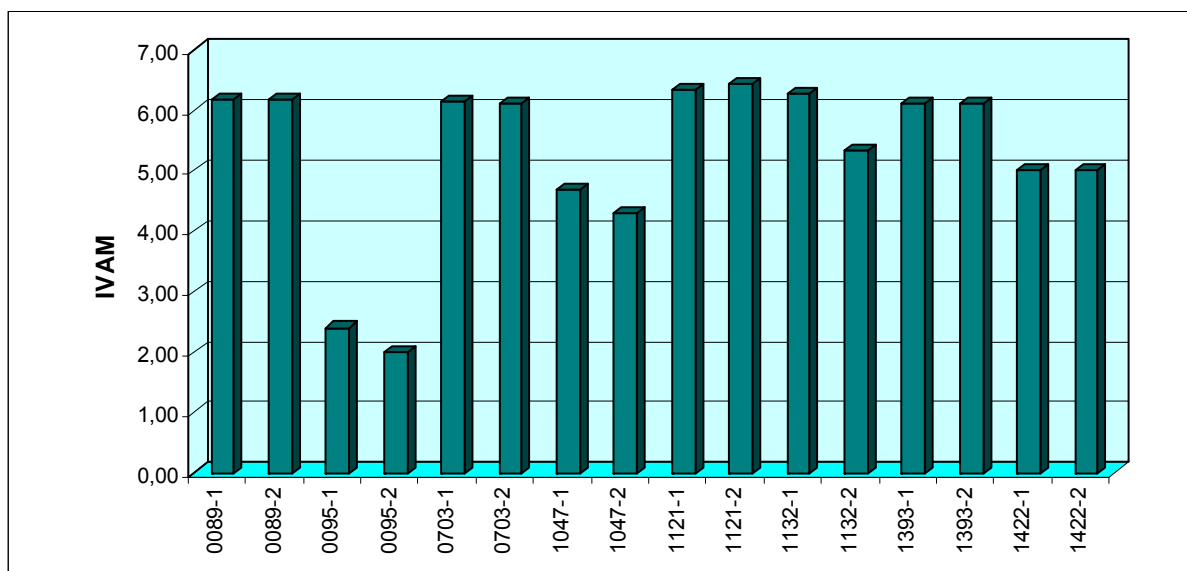


Fig. 4. Resultados hallados en el índice IVAM en los tramos y estaciones analizados.

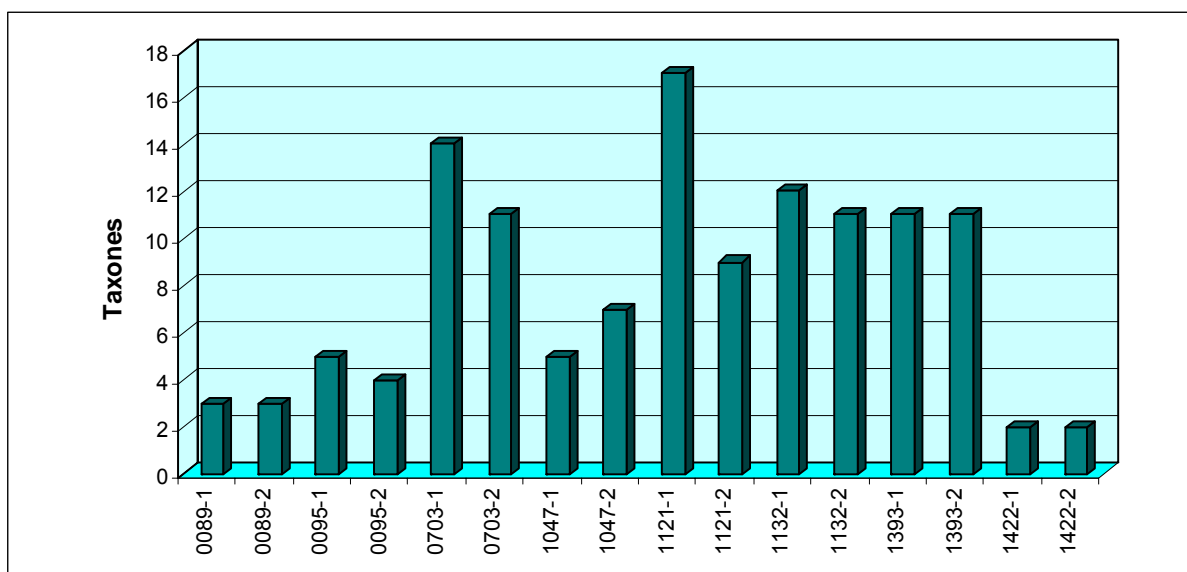


Fig. 5. Número de taxones hallados en los tramos y estaciones analizados.

En la Tabla 8 se recogen los resultados que se calcularon para los índices de similitud en los que sólo se tiene en cuenta la presencia-ausencia de los taxones, S_J y S_S . Los valores que se hallaron se situaron, en general, por encima de 0,6, salvo en dos casos para el índice S_J , la estación CEMAS 1121 (Cinca en Laspuña) y la CEMAS 1132 (Ara en Aínsa). Las posibles causas de estos menores valores se explican en los comentarios de la correspondiente estación.

Al comparar estadísticamente los índices de similitud no se obtuvieron diferencias significativas ($P < 0,05$).

Río	Localidad	CEMAS	S _J	S _s
Gállego	Sta. Isabel	0089-1	1	1
		0089-2		
Vero	Barbastro	0095-1	0,8	0,88
		0095-2		
Arba Luesia	Malpica	0703-1	0,66	0,8
		0703-2		
Aragón	Puentelarreina	1047-1	0,71	0,83
		1047-2		
Cinca	Laspuña	1121-1	0,53	0,69
		1121-2		
Ara	Ainsa	1132-1	0,48	0,6
		1132-2		
Erro	Sorogain	1393-1	1	1
		1393-2		
Salado	Estenoz	1422-1	1	1
		1422-2		

Tabla 8. Resultados de los índices de similaridad calculados en los tramos y estaciones de la red CEMAS analizados.

3.4 Macroinvertebrados bentónicos: Índices IBMWP e IASPT

En el Anexo 3 se recogen los resultados del análisis de las muestras de macroinvertebrados respecto a la abundancia relativa de los diferentes taxones hallados en cada tramo de cada estación. Los resultados encontrados respecto a estos índices, así como el número de taxones hallados, se muestran en la Tabla 9. En las Fig. 6 y 7 se representan gráficamente los resultados hallados respectivamente para los índices IBMWP e IASPT.

Se observa que en general se encontraron valores bastante similares para los diferentes índices calculados, y que prácticamente en todas las estaciones analizadas el índice IBMWP catalogaba los dos tramos analizados dentro del mismo Estado Ecológico. Sólo en el caso de la muestra tomada en la estación CEMAS 1164 (Ebro en Alagón), y aplicando los rangos originales del índice, el Estado Ecológico hallado fue “*Muy Bueno*” en el tramo inferior y “*Bueno*” en el superior. Sin embargo en ambos tramos el valor del índice se situó muy cerca del valor límite entre ambos Estados Ecológicos (IBMWP= 100).

Río	Localidad	CEMAS	Taxones	IBMWP	IASPT	Rango Original		Rango Ecotipos	
						Clase	Estado	Clase	Estado
Gállego	Sta. Isabel	0089-1	11	31	3,100	IV	Deficiente	IV	Deficiente
		0089-2	11	30	3,000	IV	Deficiente	IV	Deficiente
Vero	Barbastro	0095-1	17	56	3,733	III	Moderado	IV	Deficiente
		0095-2	13	39	3,250	III	Moderado	IV	Deficiente
Ebro	Pina de Ebro	0592-1	29	118	4,370	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
		0592-2	28	108	4,154	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
Arba Luesia	Malpica	0703-1	29	152	5,241	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
		0703-2	33	162	5,063	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
Aragón	Puentelarreina	1047-1	37	205	5,857	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
		1047-2	28	166	5,929	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
Cinca	Laspuña	1121-1	24	122	5,304	I	Muy Bueno	II	Bueno
		1121-2	24	132	5,739	I	Muy Bueno	II	Bueno
Ara	Ainsa	1132-1	28	161	5,750	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
		1132-2	24	128	5,333	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
Ebro	Alagón	1164-1	24	103	4,478	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
		1164-2	23	91	4,333	II	Bueno	I	Muy Bueno
Erro	Sorogain	1393-1	39	250	6,410	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
		1393-2	37	226	6,278	I	Muy Bueno	I	Muy Bueno
Salado	Estenoz	1422-1	5	15	3,000	V	Malo	V	Malo
		1422-2	4	12	3,000	V	Malo	V	Malo

Tabla 9. Resultados de los diferentes índices bióticos calculados en los tramos y estaciones de la red CEMAS analizados.

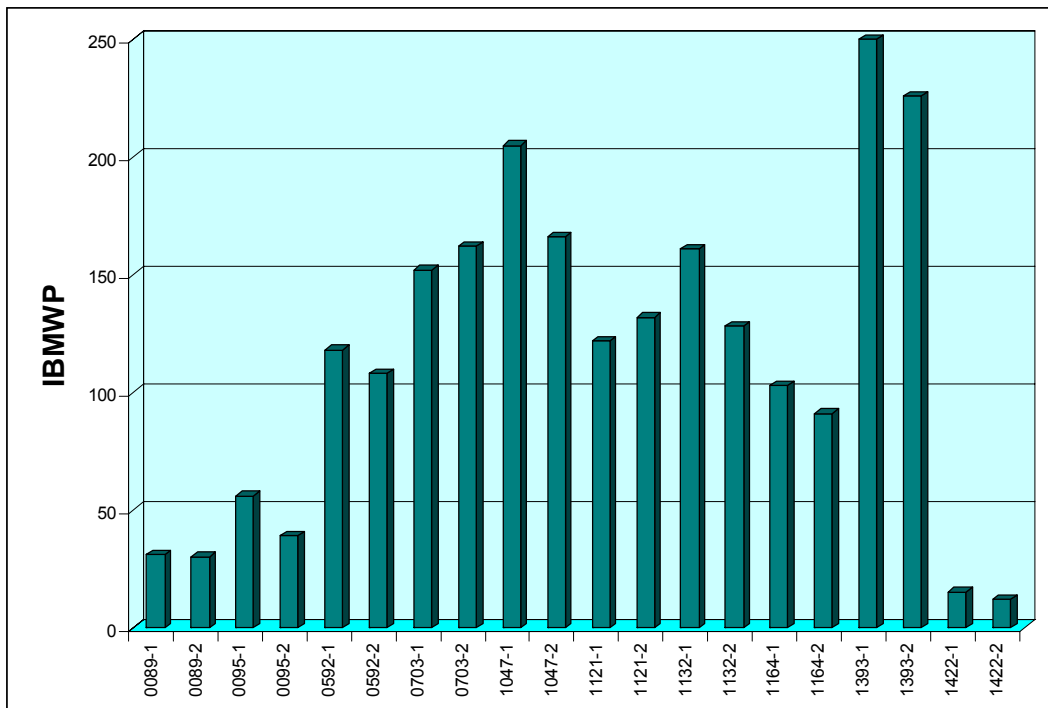


Fig. 6. Resultados hallados en el índice IBMWP en los tramos y estaciones analizados.

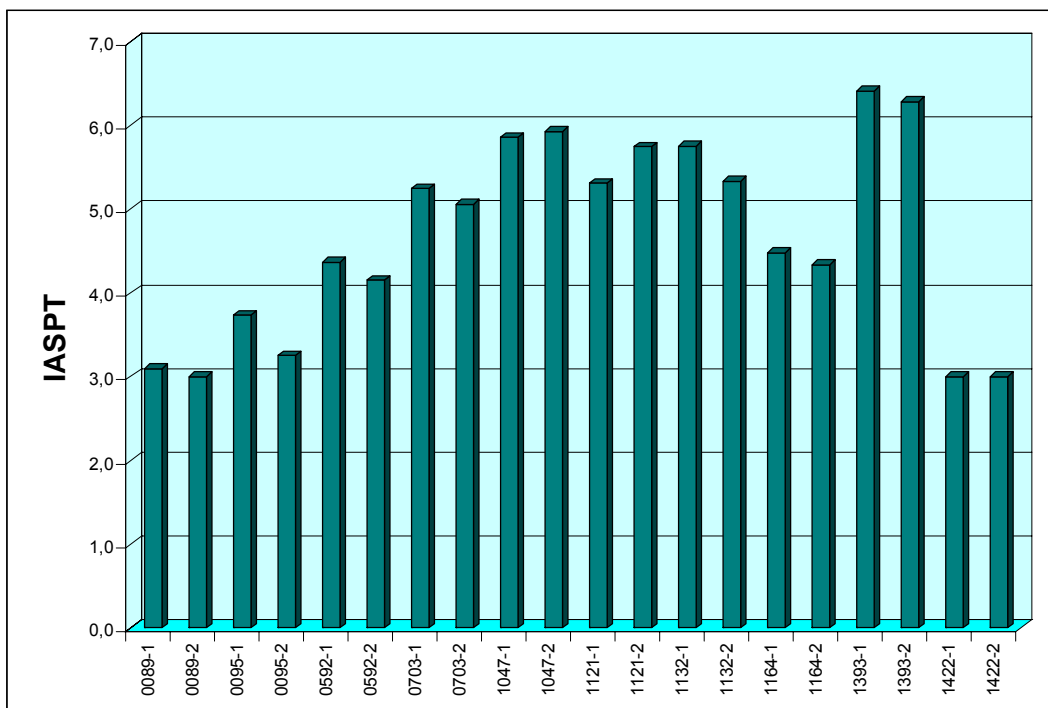


Fig. 7. Resultados hallados en el índice IASPT en los tramos y estaciones analizados.

Cuando se compararon estadísticamente los valores hallados en Estadística comparativa de IBMWP y el IASPT en su conjunto no se encontraron diferencias significativas ($P > 0,05$).

Río	Localidad	CEMAS	S_J	S_S	S_M	H'	E	D_S	R_M	EPT
Gállego	Sta. Isabel	0089-1	0,38	0,55	0,99	1,129	0,471	0,394	1,367	19,87
		0089-2				1,074	0,448	0,394	1,300	17,10
Vero	Barbastro	0095-1	0,58	0,73	0,98	1,278	0,451	0,345	1,599	17,79
		0095-2				1,138	0,444	0,381	1,211	10,02
Ebro	Pina de Ebro	0592-1	0,68	0,81	0,27	1,880	0,558	0,191	3,119	49,95
		0592-2				1,759	0,528	0,290	2,822	10,75
Arba Luesia	Malpica	0703-1	0,68	0,81	0,98	1,946	0,578	0,215	3,838	62,69
		0703-2				1,804	0,516	0,235	4,081	66,44
Aragón	Puentelarreina	1047-1	0,67	0,80	0,95	2,136	0,592	0,179	3,852	75,86
		1047-2				1,929	0,579	0,259	2,858	80,73
Cinca	Laspuña	1121-1	0,78	0,88	0,93	1,984	0,624	0,196	2,722	61,40
		1121-2				1,947	0,613	0,208	2,654	46,32
Ara	Ainsa	1132-1	0,63	0,77	0,97	1,918	0,576	0,226	3,278	44,11
		1132-2				1,970	0,620	0,221	2,691	38,55
Ebro	Alagón	1164-1	0,62	0,77	0,98	2,134	0,671	0,155	3,151	11,70
		1164-2				2,062	0,658	0,167	2,694	12,00
Erro	Sorogain	1393-1	0,85	0,92	0,91	2,510	0,685	0,111	4,197	56,37
		1393-2				2,267	0,628	0,167	3,714	57,53
Salado	Estenoz	1422-1	0,80	0,89	0,95	0,703	0,437	0,585	0,482	0,00
		1422-2				0,715	0,516	0,505	0,359	0,00

Tabla 10. Resultados de otros índices e indicadores calculados en los tramos y estaciones de la red CEMAS analizados.

En la Tabla 10 se recogen los resultados calculados para los índices de Similaridad, Diversidad, Riqueza de Margalef, Equitatividad, Dominancia y EPT. Se observa que en los índices de similaridad en los que sólo se tiene en cuenta la presencia-ausencia de taxones (S_J y S_S), el valor hallado se situaba en general por encima de 0,60, salvo en el caso de la muestra de la estación CEMAS 0089 (Gállego en Santa Isabel). Por su parte, el valor de la similaridad en el índice S_M , en el que se tiene en cuenta las abundancias existentes, fue en general muy elevado (por encima de 0,90), y sólo en el caso de la estación CEMAS 0592 (Ebro en Pina de Ebro) el valor de este índice de similaridad fue bajo. El resto de los índices de la Tabla 10 tuvieron comportamientos diferentes, de manera que eran más o menos similares en la mayoría de las estaciones, pero parecía que existían algunas diferencias en algunas de las estaciones. Cuando se compararon estadísticamente los valores de cada uno de los índices en conjunto, se obtuvo que no existieron diferencias significativas en la Equitatividad y en la dominancia de Simpson ($P > 0,05$), pero que existían diferencias significativas en los valores de los índices de diversidad de Shannon y la Riqueza de

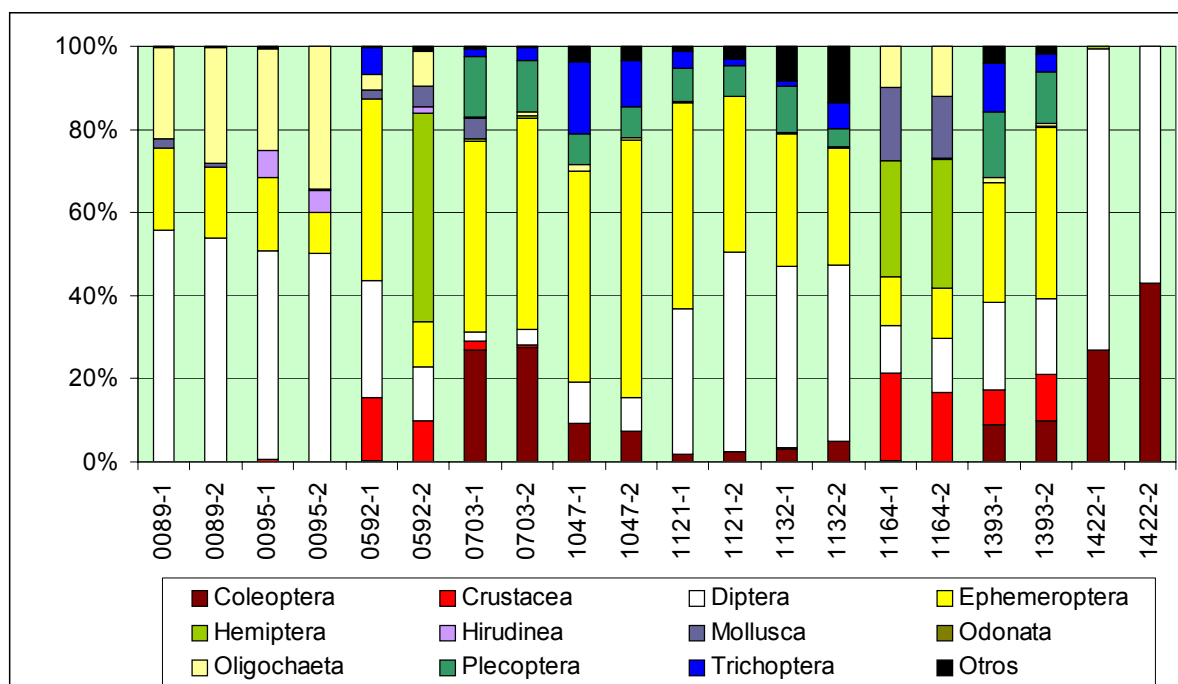


Fig. 8. Composición de la comunidad de macroinvertebrados en las estaciones analizadas.

Margalef ($P < 0,05$). Por su parte, el porcentaje de EPT también tuvo valores más o menos similares en parte de las estaciones analizadas, pero en otras como la CEMAS 0592 (Ebro en Pina de Ebro), los valores hallados fueron muy diferentes.

Estas diferencias, que llevaban a incluso tener diferencias significativas en algunos de los índices, estarían en relación con los cambios en la composición taxónica existente entre los dos tramos hallados. La estructura taxonómica se detalla a nivel de Familia en el Anexo 3, mostrándose de manera más sencilla y reducida en la Fig. 8. En esta figura se observa que a grandes rasgos los grandes grupos se mantienen con ciertas variaciones, salvo en el caso de la estación CEMAS 0592 (Ebro en Pina de Ebro) donde existe una marcada diferencia con una gran dominancia de hemípteros en la muestra del tramo superior. La estructura de grupos tróficos en la comunidad de macroinvertebrados también se mantiene más o menos en porcentajes similares en la mayor parte de las estaciones analizadas (Fig. 9), salvo nuevamente en el caso de la estación CEMAS 0592 (Ebro en Pina de Ebro). En dicha estación, y como consecuencia de la dominancia de hemípteros en el tramo superior, se incrementa muy notablemente el porcentaje de organismos predadores.

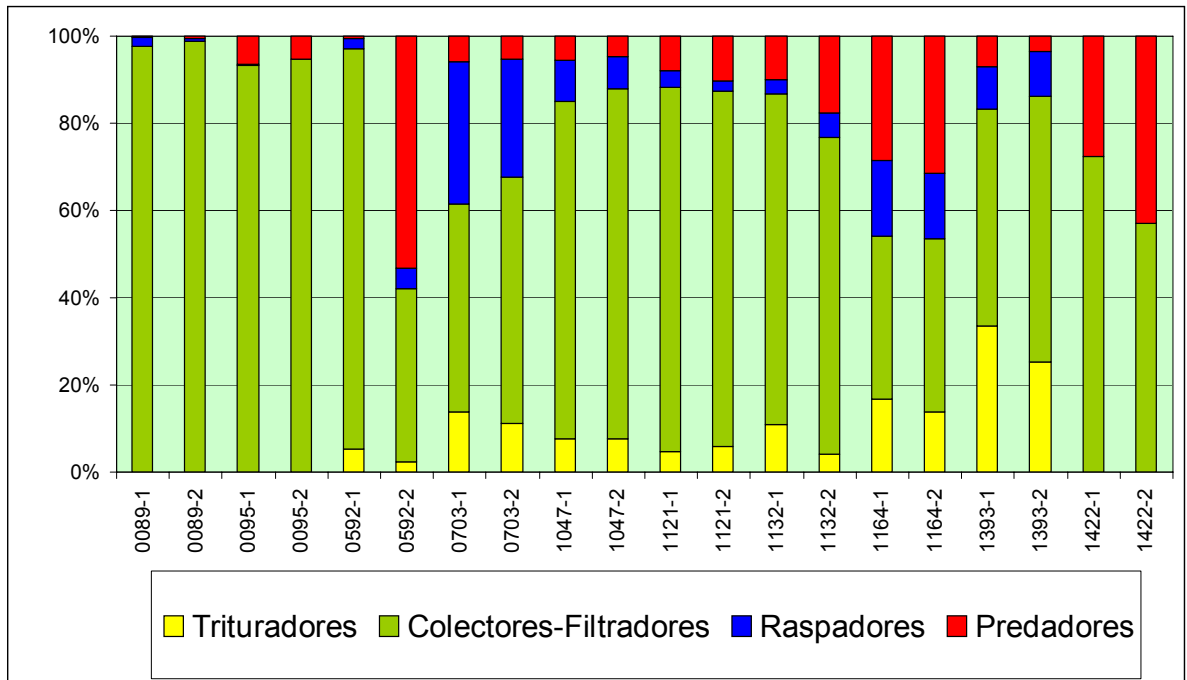


Fig. 9. Estructura de grupos tróficos de la comunidad de macroinvertebrados en las estaciones analizadas.

4. DISCUSIÓN

A continuación se analiza lo ocurrido en cada una de las estaciones analizadas, haciendo referencia a las razones que pueden motivar algunas de las diferencias detectadas.

4.1 CEMAS 0089 – Río Gállego en Santa Isabel



Foto 1. Tramo 1, inferior



Foto 2. Tramo 2, superior

Diatomeas

En el tramo existía un fuerte olor a papelera, siendo la turbidez del agua patente. Esta turbidez pudiera estar en parte motivada por las obras existentes aguas arriba, pero también la actividad de la papelera existente en Montañana pudiera afectar a este hecho. Los valores obtenidos del IPS son indicativos de un Estado Ecológico “Buena”. Los valores de similaridad obtenidos para los índices son $>0,6$, son más bajos en aquellos basados en la presencia-ausencia, S_J y S_S , debido a la diferencia en el número de taxones entre las muestras. En el caso de los índices basados en las abundancias, S_{BC} y S_M , los valores son más elevados ($>0,8$), lo cual pudiera ser debido a que los taxones que provocan las diferencias entre las muestras aparecen en bajo número. El resto de índices obtuvieron valores más o menos similares, a excepción del índice de Diversidad de Shannon y la Riqueza de Margalef que obtuvieron mayor valor en el tramo inferior.

Macrófitos

La turbidez que existía no dificultaba la visibilidad del fondo del cauce. Las muestras obtuvieron valores en el IVAM indicativos de un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. Tanto los valores de IVAM y el número de taxones fueron iguales. Los valores de similaridad basados en la presencia-ausencia de los taxones obtuvieron el mismo valor (1), muestras iguales.

Macroinvertebrados

Ambas muestras tuvieron valores en el IBMWP indicativos de un Estado Ecológico “*Deficiente*”. Tanto los valores del IBMWP como los del IASPT fueron casi idénticos, con un número de taxones igual entre ambas muestras. Puesto que la abundancia relativa de los tres taxones dominantes de la muestra (Chironomidae, Caenidae y Oligochaeta, que juntos suponen más del 95% de la comunidad) se mantiene en valores similares, todos los índices que se basan en esas abundancias relativas se mantienen en valores similares, incluido el índice de similaridad de Morisita. Sin embargo, ambas muestras se diferencian en la presencia en cada una de ellas de 5 taxones que no aparecen en la otra, de ahí que los índices de similaridad que sólo tienen en cuenta la presencia-ausencia de los taxones obtuvieran valores más bajos. Sin embargo el hecho de que la abundancia relativa de estos taxones fuera mínima hizo que esta diferencia no se reflejara en el resto de los índices. Por su parte, el hecho de que estos taxones tuvieran valores similares en el cálculo del IBMWP y el IASPT hizo que tampoco dichos índices reflejaran dicha diferencia.

4.2 CEMAS 0095 – Río Vero en Barbastro



Foto 3. Tramo 1, inferior



Foto 4. Tramo 2, superior

Diatomeas

Los valores que se obtuvieron del índice IPS son indicativos de un Estado Ecológico “Deficiente” en el tramo inferior y “Malo” en el superior, la diferencia podría ser debida a la menor velocidad de la corriente en el tramo superior. Los valores de similaridad que se obtuvieron para los índices son generalmente mayores a 0,6, siendo más bajos los basados en la presencia-ausencia, S_J y S_S , debido a la diferencia en el número de taxones entre las muestra, 25 (1) y 18(2). En el caso de los índices basados en las abundancias, Bray-Curtis y Morisita, los valores eran más elevados en el caso de Morisita, esto era debido a que los taxones que provocaban las diferencias entre las muestras aparecían en bajo número. El resto de índices obtuvieron valores más o menos similares, la mayor diferencia se encontró en la Riqueza de Margalef, 3,99 (1) y 2,64 (2).

Macrófitos

Los dos tramos estudiados obtuvieron unos valores del índice IVAM que lo clasificaban e un Estado Ecológico “Deficiente”. En el tramo inferior se encontró un taxón más que en el superior, *Vaucheria sp*, un género que se suele encontrar en rápidos que nacen tras una zona de corriente lenta, poza o tabla, hábitat no se encontraba en el tramo superior. La presencia de este taxón provocaba la diferencia de puntuación en el IVAM. Los valores de similaridad, S_J y S_S , obtuvieron valores superiores a 0,8.

Macroinvertebrados

Ambos tramos alcanzaron valores en el índice IBMWP que los calificaban dentro de un Estado Ecológico “Moderado” (según los rangos originales) o “Deficiente” (según los rangos establecidos para el ecotipo al que corresponde esta estación). Sin embargo se debe hacer notar que tanto el IBMWP, el IASPT como el número de taxones eran algo mayores para el tramo inferior. Esta diferencia, debida a la presencia de algunos taxones con abundancias muy bajas (de uno o unos pocos individuos), podría estar motivada porque el tramo inferior tenía un carácter algo más lótico que el superior. Esta misma presencia de dichos taxones fue la que hizo que los índices de similaridad S_J y S_S fueran algo más bajos que otras estaciones. La proporción de los taxones principales fue más o menos similar, con excepción de los oligoquetos que fueron algo más abundantes en el tramo superior posiblemente como consecuencia de su mayor carácter lenítico, por lo que la mayor parte de los demás índices analizados fueron más o menos similares. Sólo la Riqueza de Margalef tuvo un valor mayor en el tramo inferior, como consecuencia del mayor número de taxones hallados.

4.3 CEMAS 0592 – Río Ebro en Pina de Ebro



Foto 5. Tramo 1, inferior



Foto 6. Tramo 2, superior

Diatomeas

Debido a la elevada turbidez del agua y a la presencia de sedimentos y algas filamentosas sobre el sustrato no se tomó muestra.

Macrófitos

Debido a la elevada turbidez del agua se consideró que la muestra tomada no era representativa, cabría destacar la presencia del género *Compsopogon sp.*

Macroinvertebrados

Aunque ambos tramos tenían características similares, se debe señalar que el tramo superior presentaba una orilla algo más suave respecto a la pendiente, lo que parecía posibilitar que en las orillas hubiera algo más de algas. Además tras tomarse las muestras se pudo constatar que la zona era usada por un rebaño de ovejas como una zona de bebedero, estando éste localizado casi exclusivamente en el tramo superior de la estación. En ambos tramos se alcanzan valores del IBMWP indicativos de un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”, con valores también similares en cuanto al índice IASPT o el número de taxones, aunque siempre los resultados fueron ligeramente superiores para el tramo inferior. Las mayores diferencias encontradas para algunos indicadores en este tramo fueron consecuencia de la dominancia existente en el tramo superior por parte de los Corixidae. Ello hizo que el índice de similaridad de Morisita (que tiene en cuenta las abundancias de los diferentes taxones) fuera muy bajo, además de que se hallaron valores netamente diferentes en otros índices tales como el de Dominancia de Simpson, Riqueza de Margalef o el porcentaje de EPT. De la misma forma ello motivó las diferencias en cuanto a la composición taxonómica y a la estructura por grupos tróficos. La gran abundancia de los Corixidae en el tramo superior pudo estar motivada por la mencionada diferencia en las orillas de ambos tramos, de manera que la existencia en el tramo superior de una orilla de menor profundidad con algas (hábitat idóneo para la familia Corixidae, los cuales suelen encontrarse en grandes densidades en época estival) hizo que existieran dichas diferencias.

4.4 CEMAS 0703 – Río Arba de Luesia en Malpica



Foto 7. Tramo 1, inferior



Foto 8. Tramo 2, superior

Diatomeas

Los tramos estudiados alcanzaron valores indicativos de un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. Los valores de similaridad que se obtuvieron para los índices son superiores a 0,6, siendo más bajos los basados en la presencia-ausencia debido a la ausencia de 3 taxones en la muestra del tramo inferior. En el caso de los índices basados en las abundancias, S_{BC} y S_M , los valores siendo más elevados en el caso de Morisita, lo que podría ser debido a que los taxones que provocaban las diferencias entre las muestras aparecían en bajo número. El resto de índices obtuvieron valores similares.

Macrófitos

Los tramos analizados obtuvieron un valor similar para el índice IVAM, se alcanzaron valores indicativos de un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. El mayor número de taxones que se hallaron en el tramo inferior, pudo ser debido a la mayor luminosidad que presentaba y a su mayor diversidad de hábitats. En cuanto a los valores de similaridad, S_J y S_S , presentaban valores superiores a 0,6.

Macroinvertebrados

Ambos tramos analizados alcanzaron valores más o menos similares en los índices calculados. En ellos se alcanzaron valores del IBMWP indicativos de un Estado Ecológico

“Muy Bueno”, si bien los valores de este índice, así como el del IASPT o el número de taxones fueron ligeramente superiores para el tramo superior, posiblemente por la existencia de pequeñas áreas de microhábitats no existentes en la parte inferior. Esto haría que se hallaran algunos taxones nuevos, si bien su baja abundancia hacía que tuviera un mínimo efecto en otros índices.

4.5 CEMAS 1047 – Río Aragón en Puente Arreina de Jaca



Foto 9. Tramo 1, inferior



Foto 10. Tramo 2, superior

Diatomeas

Los valores que se obtuvieron del índice IPS son indicativos de un Estado Ecológico “Muy Bueno” en el tramo inferior y “Bueno” en el superior, la diferencia podría ser debida a la menor velocidad de la corriente en el tramo superior. Los valores de similaridad que se obtuvieron fueron bajos, siendo algo mayores en los índices basados en presencia-ausencia que en los basados en abundancias, dentro de los cuales el menor valor correspondió al índice de Morisita. Al realizar un análisis SIMPER para comprobar que taxones contribuían en mayor medida a las diferencias, se obtuvo como resultado que *Achnanthisidium biasolettianum* (Grunow in Cl. & Grun.) Lange-Bertalot, con una abundancia de 277 valvas en la muestra del tramo inferior contribuía con un 40,58%, mientras que *Cocconeis placentula Ehrenberg var. euglypta* (Ehr.) Grunow, con una abundancia de 297 valvas en la muestra del tramo superior contribuía con un 39,36%.

El resto de índices obtuvieron valores más o menos similares.

Macrófitos

Se hallaron diferencias entre el Estado Ecológico de los tramos, el tramo inferior obtuvo una clasificación de “Buena” y el superior de “Moderado”. La disminución de la puntuación se producía por la presencia de *Stigeoclonium sp.* y *Rhizoclonium sp.* en el tramo superior. La presencia de dichos taxones en el tramo superior no afectó, en gran medida, a los índices de similitud, S_J (0,71) y S_S (0,83).

Macroinvertebrados

En principio se puede considerar que ambos tramos presentaron características similares, haciéndolos comparables, si bien se debe señalar que el tramo inferior parecía tener un mayor carácter lótico. Aunque ambos tramos presentaron niveles en el IBMWP que los calificaron dentro de un Estado Ecológico “Muy Buena”, el valor de este índice (así como el número de taxones) fue marcadamente superior para el tramo inferior. Sin embargo el IASPT fue similar para ambos tramos. Respecto a otros indicadores, lo más destacable es el aumento de la Dominancia para el tramo inferior y el descenso en la riqueza de Margalef. Parece que el mayor carácter lótico de este tramo pudo afectar para que existieran ciertas diferencias, no demasiado grandes, que habrían motivado estas diferencias.

4.6 CEMAS 1121 – Río Cinca en Laspuña



Foto 11. Tramo 1 y 2



Foto 12. Detalle afloramiento de roca madre

Diatomeas

Los tramos estudiados alcanzaron valores indicativos de un Estado Ecológico “Muy Bueno”. Los valores de similaridad que se obtuvieron para los índices basados en la presencia-ausencia, fueron más bajos que los basados en las abundancias, debido a la ausencia de 7 taxones en la muestra del tramo superior. En el caso de los índices basados en las abundancias, Bray-Curtis y Morisita, los valores eran más elevados en el caso de Morisita, podrían estar debidos a que los taxones que provocaban las diferencias entre las muestras aparecían en bajo número.

El resto de índices obtuvieron valores similares, con excepción de la Dominancia, D, que fue elevada en los dos tramos, 0,612 (1) y 0,776 (2), esto podría ser debido a la abundancia del taxón, *Gomphonema pumilum* (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot en ambas muestras, 362 valvas en 1 y 410 en 2. Esto afectó a los valores de riqueza, diversidad y equitatividad que fueron relativamente bajos.

Macrófitos

Los tramos estudiados alcanzaron valores elevados del índice IVAM, indicativos de un Estado Ecológico “Muy Bueno”. Cabe destacar el mayor número de taxones que se hallaron en el tramo inferior debido principalmente a la presencia de un rápido de roca madre, que provocaba que las condiciones del río fueran bastante estables. En el tramo superior el

sustrato de bloques cantos y gravas era más inestable, lo que podría limitar el establecimiento de una comunidad estable.

Macroinvertebrados

En ambos tramos se alcanza el Estado Ecológico “*Muy Bueno*” atendiendo a los rangos originales del IBMWP y el Estado “*Bueno*” según el ecotipo del tramo. Respecto a otros indicadores lo más destacable es la diferencia en el porcentaje de EPT, motivada por la mayor abundancia en el tramo superior de simúlidos en detrimento de los heptagénidos.

4.7 CEMAS 1132 – Río Ara en Ainsa



Foto 13. Tramo 1 y 2

Diatomeas

Los tramos estudiados alcanzaron valores del índice IPS indicativos de un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. Los valores de similaridad que se obtuvieron para los índices basados en la presencia-ausencia fueron más bajos que los basados en las abundancias, debido a la ausencia de 7 taxones en la muestra del tramo inferior. En el caso de los índices basados en las abundancias, Bray-Curtis y Morisita, los valores eran más elevados en el caso de Morisita, debido probablemente a que los taxones que provocaban las diferencias entre las muestras aparecían en bajo número.

El resto de índices obtuvieron valores similares, con excepción de la Dominancia, D, que fue elevada en los dos tramos, 0,806 (1) y 0,847 (2), esto podría ser a debido a la abundancia del taxón, *Achnanthydium biasolettianum* (Grunow in Cl. & Grun.) Lange-Bertalot en ambas muestras, 346 valvas en 1 y 400 en 2. Esto afectó a los valores de riqueza, diversidad y equitatividad que fueron relativamente bajos.

Macrófitos

Se hallaron diferencias entre el Estado Ecológico de los tramos, el tramo inferior obtuvo una clasificación de “Muy Bueno” y el superior de “Bueno”. Estas diferencias pudieron ser causadas por la presencia de un vertido en la orilla derecha del tramo superior, como se indica en los comentarios de los macroinvertebrados. La disminución de la puntuación se producía por la presencia, aguas abajo del vertido, de taxones cosmopolitas como: *Cladophora* sp., *Vaucheria* sp., *Oedogonium* sp., en el resto del tramo se detectaron taxones indicadores de zonas de elevada calidad. La presencia de dichos taxones en el tramo superior afectó a los índices de similaridad, S_J (0,48) y S_S (0,6).

Macroinvertebrados

Aunque los valores hallados en el índice IBMWP calificaron ambos tramos dentro del Estado Ecológico “Muy Bueno”, se debe señalar que, de acuerdo a los rangos propios del ecotipo al que pertenece la estación, el tramo superior se localizaría justo por encima del límite para ser catalogado dentro del Estado Ecológico “Bueno”. Los valores del IBMWP, IASPT, el número de taxones y, en menor medida, la riqueza de Margalef fueron algo superiores para el tramo inferior, mientras que el resto de indicadores mantenía valores más o menos similares. Se debe señalar que en la fecha de muestreo se detectó en la orilla derecha la existencia de un vertido orgánico (no demasiado importante) en la parte más alta del tramo superior. La fecha de muestreo la magnitud del vertido, en comparación con el caudal circulante, y el hecho de que la estación tuviera un carácter mayoritariamente lótico hicieron pensar que su efecto pudiera ser mínimo, si bien no se descartaba que existiera algún efecto, el cual rápidamente sería asumido por el propio río. Por ello, así como por las dificultades que se plantearían de intentar buscar un punto alternativo no visitado ya, se decidió mantener el punto en el estudio, para comprobar también el posible efecto de una perturbación no grave entre ambos tramos. Aunque la perturbación no llegaba, por poco, a cambiar el nivel de Estado Ecológico, los indicadores arriba mencionados serían los que

habrían sido capaces de detectar, de alguna manera, la diferencia entre el tramo donde tiene lugar el citado vertido y el tramo donde ya el río lo ha asimilado y está, aparentemente, afectado por él.

Sin embargo tampoco se puede descartar que una parte de estas diferencias, al menos en lo concerniente al número de taxones (y en función de esto a la Riqueza de Margalef), pudieran estar motivadas a ligeras diferencias en la presencia de algunos microhábitats. Así en el tramo superior no existía un hábitat léntico con vegetación de orilla, hábitat que si se encontraba en el tramo inferior.

4.8 CEMAS 1164 – Río Ebro en Alagón



Foto 14. Tramo 1, inferior



Foto 15. Tramo 2, superior

Diatomeas

Debido a la elevada turbidez del agua y a la presencia de sedimentos y algas filamentosas sobre el sustrato, no se tomó muestra.

Macrófitos

Por la elevada turbidez del agua se tomó una muestra no representativa, cabría destacar que se encontró el helecho acuático invasor *Azolla filiculoides*.

Macroinvertebrados

Los dos tramos analizados obtuvieron en general valores similares en la mayor parte de los indicadores analizados. Según los rangos aplicados para el ecotipo al que pertenece esta estación el IBMWP otorgó a las aguas de ambos tramos un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. Si se aplican los rangos originales del IBMWP el tramo superior alcanzaría un Estado Ecológico Bueno, mientras que el tramo inferior tendría un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. Sin embargo se debe señalar que en ambos casos los valores se localizaron cerca del límite marcado entre ambos Estados Ecológicos (IBMWP= 100). La variación en la presencia de algún taxón representado en muy baja densidad o incluso la no captura de taxones que pueden resultar más difíciles de localizar en tramos con las condiciones de elevada turbidez como las existentes en esta estación (caso de los Unionidae, que sólo se encontró un ejemplar en el tramo inferior) marca el que se pueda pasar de una a otra clase de Estado Ecológico.

4.9 CEMAS 1393 – Río Erro en Sorogain



Foto 16. Tramo 1, inferior



Foto 17. Tramo 2, superior

Diatomeas

Los tramos obtuvieron valores muy elevados del índice IPS que los clasificó con un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. El resto de índices obtuvieron valores similares.

Macrófitos

Los dos tramos obtuvieron el mismo valor indicativo del índice IVAM, quedaron clasificados en un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. En ambos tramos se hallaron los mismos taxones, sólo varió la mayor abundancia de los musgos en el tramo superior, la cual podría ser debida a un mayor sombreado del tramo.

Macroinvertebrados

Los dos tramos estudiados alcanzaron valores muy altos en el índice IBMWP, lo que les otorgó un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”, si bien en el tramo inferior se alcanzaron valores ligeramente mayores. Sin embargo esto era debido a la presencia o no de taxones muy concretos con un elevado valor en este índice pero con muy baja densidad, tal vez motivado por mínimas diferencias entre ambos tramos debido a la presencia o no de pequeñas áreas de algunos microhábitats concretos.

Se tomaron dos muestras por ser punto de estudio de repetibilidad. Ambos tramos alcanzaron valores indicativos de un Estado Ecológico de Calidad I, si bien en el tramo inferior se alcanzaron valores mayores (IBMWP= 250, IASPT= 6,410, 39 taxones totales) respecto al superior (IBMWP= 226, IASPT= 6,278, 37 taxones totales (1 no incluido en el índice)). La diferencia puede deberse a que a pesar de ser tramos bastante similares existieron pequeñas diferencias que hicieron que el tramo superior dejara de tener algún microhábitat concreto como el de sustrato fino. La parte superior parecía tener un mayor grado de sombreado por la cobertura arbórea, lo que pudiera además afectar a la disponibilidad de algunos recursos o la presencia de otros taxones.

4.10 CEMAS 1422 – Río Salado en Estenoz



Foto 18. Tramo 1, inferior



Foto 19. Tramo 2, superior

Diatomeas

Los tramos obtuvieron valores elevados del índice IPS que los clasificó con un Estado Ecológico “*Muy Bueno*”. La baja similaridad de los distintos índices fue debida a la presencia en la muestra del tramo superior de especies del género *Amphora* que no se han podido determinar. El resto de índices obtuvieron valores similares.

Macrófitos

La elevada salinidad del tramo, favorecía la abundancia de *Enteromorpha sp.* y podría limitar el crecimiento de otros macrófitos, también se halló una especie de *Rhizoclonium* con ramificaciones unicelulares. Los tramos obtuvieron valores del índice IVAM que los clasificaban como Estado Ecológico “*Bueno*”. En ambos tramos se hallaron los mismos taxones con las mismas coberturas.

Macroinvertebrados

Se trata de una estación localizada en un río extremadamente salino, lo que le hace tener una fauna bastante singular, pues dicho factor condiciona mucho la presencia de organismos vivos. Ambos tramos obtuvieron una calificación de Estado Ecológico “*Malo*”, con valores idénticos de IASPT, diferenciándose entre si sólo por la presencia de un taxón más en el tramo inferior. Sin embargo esta diferencia no era sustancial, de manera que se

mantuvo el mismo Estado Ecológico en ambos tramos. Otros índices mostraron ligeras variaciones en sus valores, pero debido al bajo número de taxones existentes estas diferencias no fueron demasiado grandes. Sin embargo si que se notaron ciertas diferencias al comparar la estructura trófica o la estructura taxónica, pues pese a tratarse de los mismos taxones, su abundancia relativa no fue similar.

5. CONCLUSIONES

Diatomeas

El estudio que se ha llevado a cabo parece indicar que las diferencias del número de taxones y abundancias que se pueden encontrar entre dos tramos consecutivos no parece afectar al valor del índice IPS. En algunos casos, como ya se ha citado en la bibliografía (Besse-Lototskaya et. al, 2006), la comunidad puede variar en función del sustrato y el hábitat de muestreo. En cuanto a su repetibilidad, en la mayor parte de las estaciones el IPS ha clasificado los dos tramos en la misma clase de Estado Ecológico, ello indicaría que el índice no presentaría problemas en cuanto a la repetibilidad.

Macrófitos

En cuanto a los macrófitos, el estudio que se ha llevado a cabo parece indicar que las diferencias del número de taxones que se pueden encontrar entre dos tramos consecutivos pueden ser causadas por la naturaleza del cauce, más concretamente a la presencia de rápidos con sustratos estables frente a las riadas, como se ha podido observar a lo largo de los muestreos de las red CEMAS en la Cuenca del Ebro, o a la presencia de un agente perturbador en el tramo, como puede ser un vertido. En este caso el índice IVAM parece ser sensible a esta situación. En cuanto a su repetibilidad, en los tramos que no se han presentado las causas explicadas anteriormente, el IVAM ha clasificado los tramos en la misma clase de Estado Ecológico, ello indicaría que el índice no presentaría problemas en cuanto a la repetibilidad.

Macroinvertebrados

El estudio parece indicar que las diferencias que se pueden encontrar entre dos tramos adyacentes, en cuanto a los microhábitats presentes en cada tramo o la proporción de éstos, pueden afectar, a veces de manera importante, a la composición de la comunidad de macroinvertebrados, y por ello a aquellos índices basados en abundancias (tanto relativas como absolutas). Sin embargo estas diferencias en la comunidad, tanto cualitativas como cuantitativas, parecen no reflejarse significativamente en los resultados hallados para el índice IBMWP en cuanto al Estado Ecológico obtenido (aunque si exista una lógica variación en los valores calculados para el índice). Puesto que se trata de estaciones contiguas sin fuentes

de alteración o presiones demasiado significativas, las condiciones de Estado Ecológico obtenidas deberían ser idénticas, tal y como ocurre en el caso del IBMWP. Ello indicaría que dicho índice no presentaría problemas en cuanto a la repetibilidad, mientras que otros indicadores pueden tener en algunos casos ciertas fuentes de variación que debieran ser analizadas y valoradas.

6. BIBLIOGRAFÍA

ALBA-TERCEDOR J., JÁIMEZ-CUÉLLAR P., ÁLVAREZ M., AVILÉS J., BONADA N., CASAS J., MELLADO A., ORTEGA M., PARDO I., PRAT N., RIERADEVALL M., ROBLES S., SÁINZ-CANTERO C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA A., SUÁREZ M.L., TORO M., VIDAL-ABARCA M.R., VIVAS S. y ZAMORA-MUÑOZ C., 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4): 175-185.

ALBA-TERCEDOR J. y SÁNCHEZ-ORTEGA A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.

BARBOUR M.T., GERRITSEN J., SNYDER B.D. y STRIBLING J.B., 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington D.C. 339 pp.

BESSE-LOTOTSKAYA A., VERDONSCHOT P. F.M. & SINKELDAM J.A. 2006. Uncertainty in diatom assesment: Sampling, identification and counting variation. *Hydrobiologia*, 566: 247-260.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO, 2005a. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para Fitobentos (microalgas bentónicas)*. Comisaría de Aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medioambiente, 39 pp.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO, 2005b. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para macrófitos*. Comisaría de Aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medioambiente, 39 pp.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO, 2005c. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. Comisaría de Aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medioambiente, 56 pp.

CUMMINS K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystem. *Bioscience*, 24: 631-641.

- GRAÇA M.A.S., COIMBRA C.N. y SANTOS L.M., 1995. Identification level and comparison of biological indicators in biomonitoring programs. *Cienc. Biol. Ecol. Syst.*, 15 (1/2): 9-20.
- HAMMER Ø., HARPER D.A.T., y RYAN P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9pp. [http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm]
- JAÍMEZ-CUELLAR P., PALOMINO-MORALES J.A., LUZÓN-ORTEGA J. y ALBA-TERCEDOR J., 2006. Comparación de metodologías empleadas para la evaluación del estado ecológico de los cursos de agua. *Tecnología del agua*, 278: 42-57.
- JÁIMEZ-CUELLAR P., VIVAS S., BONADA N., ROBLES S., MELLADO A., ÁLVAREZ M., AVILÉS J., CASAS J., ORTEGA M., PARDO I., PRAT N., RIERADEVALL M., SÁINZ-CANTERO C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA A., SUÁREZ M.L., TORO M., VIDAL-ABARCA M.R., ZAMORA-MUÑOZ C. y ALBA-TERCEDOR J., 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, 21(3-4): 187-204.
- KELLY M.G. 2001. Use of similarity measures for quality control of benthic diatom samples. *Water Restoration*, 35(11): 2784-2788.
- KREBS C.J., 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.
- MORENO J. L., NAVARRO C. y DE LAS HERAS J., 2006. Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos. *Limnetica*, 25(3): 821-838.
- OLSGARD F., SOMERFIELD P.J. y CARR M.R., 1998. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns and disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 172: 25-36.
- STATZNER B., BIS B., DOLÉDEC S. y USSEGLIO-POLATERA P., 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic Appl. Ecol.*, 2: 73-85.
- TACHET H., BOURNAUD M. y RICHOUX P., 1984. *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique)*. Université Lyon I. Association Française de Limnologie. Ministère de l'Environnement. 2^a Ed.
- TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M. y USSEGLIO-POLATERA P., 2000. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions, Paris. 588 p.

WELLENDORF N. 2008. Algal identification quality control (QC) procedures: Initial demonstration of proficiency, ongoing QC, monthly QC and quarterly QC. Florida, Department of Environmental Protection. SOP AB-14-1.0 24/11/2008.

[\[http://www.dep.state.fl.us/labs/cgi-bin/sop/sop2.asp?sect=BIولوجY&ssect=ALGAL+BIولوجY&A1=Submit\]](http://www.dep.state.fl.us/labs/cgi-bin/sop/sop2.asp?sect=BIولوجY&ssect=ALGAL+BIولوجY&A1=Submit)

Jefa del Área de Química y Medio Ambiente

Fdo. Ana Pastor Eixarch

Lda. en CC. Químicas

Fdo. Pedro Tomás Giménez

Ldo. en CC. Biológicas

Vº B de la directora del Laboratorio

Mª Cinta Tabliega Matute

Lda. en CC. Químicas

7. ANEXOS

Anexo 1 Inventarios de Diatomeas

CEMAS 0089 Gállego en Santa Isabel

Taxa	0089-1	0089-2
<i>Achnanthydium biasolettianum</i> (Grunow in Cl. & Grunow) Lange-Bertalot	0	2
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	47	92
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	0	9
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow	1	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	1	1
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	0	1
<i>Cymbella affinis</i> Kützing var. <i>affinis</i>	5	2
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	224	201
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabh.) D.G. Mann	4	4
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	1	3
<i>Fragilaria</i> H.C. Lyngbye	1	2
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	7	4
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Bržbisson var. <i>olivaceum</i>	0	6
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	14	14
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	0	1
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	0	1
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	9	9
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	3	10
<i>Navicula</i> sp. J.B.M. Bory de St. Vincent	0	1
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	50	72
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var. <i>frustulum</i>	9	13
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	20	28
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	1	0
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	2	0
<i>Suriella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot var. <i>brebissonii</i>	2	4

CEMAS 0095 Vero en Barbastro

Taxa	0095-1	0095-2
<i>Achnanthydium saprophila</i> (Kobayasi et Mayama) Round & Bukhtiyarova	14	2
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	5	1
<i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) Ross in Hartley	1	0
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow	38	34
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann	3	6
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	6	9
<i>Cymbella affinis</i> Kützing var. <i>affinis</i>	0	1
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	1	0
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin	272	179
<i>Fistulifera saprophila</i> (Lange-Bertalot & Bonik) Lange-Bertalot	1	0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	4	12
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	0	2
<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	1	0
<i>Mayamaea atomus</i> var. <i>permitis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	4	2
<i>Navicula</i> J.B.M. Bory de St. Vincent	1	0

Taxa	0095-1	0095-2
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	5	1
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	1	2
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	2	0
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	1	0
<i>Navicula veneta</i> Kützing	3	11
<i>Nitzschia</i> A.H. Hassall	2	0
<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot	1	0
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt in A.Schmidt & al.	2	1
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var. <i>frustulum</i>	1	1
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	2	6
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	33	156
<i>Planothidium</i> Round & Bukhtiyarova	1	0

CEMAS 0703 Arba de Luesia en Malpica de Arba

Taxa	0703-1	0703-2
<i>Achnanthydium biasolettianum</i> (Grunow in Cl. & Grun.) Lange-Bertalot	16	7
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	231	256
<i>Cymbella affinis</i> Kützing var. <i>affinis</i>	8	47
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	0	4
<i>Diatoma tenue</i> Agardh	8	16
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabh.) D.G. Mann	0	3
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	1	1
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	77	42
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehr.	27	0
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.)Agardh f. <i>minutum</i>	25	11
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	25	9
<i>Tabularia fasciculata</i> (Agardh) Williams et Round	0	5

CEMAS 1047 Aragón en Puentelarreina

Taxa	1047-1	1047-2
<i>Achnanthydium biasolettianum</i> (Grunow in Cl. & Grun.) Lange-Bertalot	277	12
<i>Achnanthydium eutrophilum</i> (Lange-Bertalot)Lange-Bertalot	1	0
<i>Achnanthydium</i> F.T. Kützing 1844	0	2
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	17	2
<i>Achnanthydium straubianum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	1	0
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	0	2
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow	40	297
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehr.)Van Heurck	19	2
<i>Cymbella affinis</i> Kützing var. <i>affinis</i>	14	8
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	2	0
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kützing)Lange-Bertalot	2	0

Taxa	1047-1	1047-2
<i>Fistulifera saprophila</i> (Lange-Bertalot & Bonik) Lange-Bertalot	1	0
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	0	1
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.)Agardh f. <i>minutum</i>	1	10
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	0	1
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	6	0
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	8	1
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	0	1
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0	2
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	1	0
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Mšller	0	5
<i>Nitzschia</i> sp. A.H. Hassall	0	4
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow in Cl. & Grun	4	0
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	22	63

CEMAS 1121 Cinca en Laspuña

Taxa	1121-1	1121-2
<i>Achnantheidium biasolettianum</i> (Grunow in Cl. & Grun.) Lange-Bertalot	43	11
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	47	33
<i>Cymbella affinis</i> Kützing var. <i>affinis</i>	4	2
<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing	1	1
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyng.)Schmidt morphotyp <i>geminata</i> Metz&Lange-bertalo	1	0
<i>Fragilaria arcus</i> (Ehrenberg) Cleve var. <i>arcus</i>	1	1
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>	2	0
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	0	4
<i>Gomphonema lateripunctatum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	1	0
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.)Agardh f. <i>minutum</i>	1	0
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	362	410
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	1	5
<i>Nitzschia</i> A.H. Hassall	2	0
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	2	0
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Compère	2	0

CEMAS 1132 Ara en Aínsa

Taxa	1132-1	1132-2
<i>Achnantheidium biasolettianum</i> (Grunow in Cl. & Grun.) Lange-Bertalot	346	400
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	7	0
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow	0	1
<i>Cymbella affinis</i> Kützing var. <i>affinis</i>	16	7
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyng.)Schmidt morphotyp <i>geminata</i> Metz&Lange-bertalo	0	1
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabh.) D.G. Mann	2	2
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabh.) D.G. Mann	2	0

Taxa	1132-1	1132-2
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	8	1
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>austriaca</i> (Grunow) Lange-Bertalot	0	1
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	1	11
<i>Fragilaria</i> sp. H.C. Lyngbye	0	2
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	0	1
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	0	5
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	2	1
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0	2
<i>Nitzschia</i> A.H. Hassall	1	0
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	1	0

CEMAS 1393 Erro en Sorogaín

Taxa	1393-1	1393-2
<i>Achnanthydium atomus</i> (Hustedt) Monnier, Lange-Bertalot & Ector	79	31
<i>Achnanthydium biasoletianum</i> (Grunow in Cl. & Grun.) Lange-Bertalot	129	227
<i>Achnanthydium</i> cf. <i>eutrophilum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	0	11
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	23	10
<i>Achnanthydium straubianum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	2	9
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	0	2
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	2	5
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow	28	44
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehr.) Van Heurck	0	1
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot	3	21
<i>Cymbella affinis</i> Kützing var. <i>affinis</i>	1	0
<i>Cymbopleura subaequalis</i> (Grunow) Krammer var. <i>subaequalis</i>	1	0
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	1	0
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	0	3
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Bržbisson var. <i>olivaceum</i>	0	2
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	1	0
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	127	32
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	2	2
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	3	7

CEMAS 1422 Salado en E.A Esténoz

Taxa	1422-1	1422-2
<i>Amphora</i> sp.1 C.G. Ehrenberg ex F.T. Kützing	0	142
<i>Amphora</i> sp.2 C.G. Ehrenberg ex F.T. Kützing	0	35
<i>Amphora</i> C.G. Ehrenberg ex F.T. Kützing	40	0
<i>Amphora tenuissima</i> Giffen	122	0
<i>Brachysira aponina</i> Kützing 1836	77	139
<i>Nitzschia</i> A.H. Hassall	169	0

Taxa	1422-1	1422-2
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f.amphibia	4	4
<i>Nitzschia cf. lacuum</i> Lange-Bertalot	0	1
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var.frustulum	9	3
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot	1	1
<i>Nitzschia liebetruthii</i> Rabenhorst var.liebetruthii	1	1
<i>Nitzschia sp.</i> A.H. Hassall	0	106
<i>Proschkinia bulnheimii</i> (Grunow) Karayeva	8	2

Anexo 2 Inventarios de Macrófitos

ESTACION	0089-1	0089-2	0095-1	0095-2	0703-1	0703-2	1132-1	1132-1	1393-1	1393-1	1047-1	1047-2	1121-1	1121-2	1422-1	1422-2
Toponimia	Gállego	Gállego	Vero	Vero	Arba	Arba	Ara	Ara	Erro	Erro	Aragón	Aragón	Cinca	Cinca	Salado	Salado
RICHNESS	3	3	5	4	14	11	12	11	11	11	5	7	17	9	2	2
IVAM-CLM-FBILL	6,18	6,18	2,40	2,00	6,12	6,10	6,26	5,33	6,12	6,11	4,70	4,30	6,32	6,42	5,00	5,00
Musgos	0	0	0	0	1	1	1	1	2	3	0	0	1	1	0	0
Hepáticas	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Liquen verde	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Liquen claro	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chroococcus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nostoc	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
Cylindrospermum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nodularia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rivularia	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Scytonema	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Tolypothrix	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
Plectonema	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Microcoleus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oscillatoria	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Phormidium	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
Lyngbya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthonema	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schizothrix	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Gloeocapsa	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Gomphoneis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melosira	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cymbella	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diatoma	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Audouinella	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0
Bangia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Batrachospermum	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Chroodactylon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lemanea	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Hildenbrandia	0	0	0	0	0	0	1	1	2	2	2	2	2	2	0	0
Compsopogon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thorea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrurus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Tribonema	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vaucheria	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Enteromorpha	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
Monostroma	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetraspora	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetrasporidium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrodictyon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulothrix	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Microspora	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetophora	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stigeoclonium	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Draparnaldia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Oedogonium	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	2	1	0	0
Bulbochaete	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladophora	0	0	3	3	1	1	0	1	1	1	3	3	0	0	0	0
Rhizoclonium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2
Chaetomorpha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zygnema	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0
Mougeotia	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Spirogyra	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0
Hyalotheca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chara	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitella	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zanichellia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ranunculus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Callitriche	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Azolla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lemna	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myriophyllum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratophyllum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Apium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rorippa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veronica	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Berula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cardamine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gallium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elodea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nuphar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alisma	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Equisetum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 3 Abundancia relativa de macroinvertebrados

	Gállego 0089-1	Gállego 0089-2	Vero 0095-1	Vero 0095-2	Ebro 0592-1	Ebro 0592-2	Arba de Luesia 0703-1	Arba de Luesia 0703-2	Aragón 1047-1	Aragón 1047-2
Hidracarina	0,07	0,00	0,18	0,00	0,30	1,27	0,27	0,12	3,55	3,18
Curculionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dryopidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Dytiscidae	0,00	0,09	0,00	0,00	0,01	0,01	0,20	0,12	0,00	0,00
Elmidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,73	26,95	9,28	7,33
Gyrinidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,01	0,06
Halplidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
Helodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Helophoridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00
Hydraenidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,02	0,00
Hydrophilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anomopoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00
Asellidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00
Atyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00
Copepoda	0,00	0,00	0,55	0,00	0,88	4,76	0,00	0,00	0,00	0,00
Gammaridae	0,00	0,00	0,00	0,00	5,33	1,55	1,90	0,83	0,00	0,01
Ostracoda	0,07	0,00	0,01	0,00	9,00	2,10	0,00	0,00	0,00	0,00
Pacifastacus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Procambarus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Athericidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,03
Blephariceridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ceratopogonidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00
Chironomidae	55,53	53,49	50,31	50,05	28,13	13,02	1,02	1,97	7,72	6,02
Dixidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00
Dolichopodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00
Empididae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
Ephydriidae	0,00	0,18	0,00	0,00	0,01	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
Limoniidae	0,07	0,05	0,00	0,00	0,03	0,00	0,88	0,20	1,10	0,45
Muscidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Rhagionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Simuliidae	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,20	1,18	0,71	1,47
Stratiomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tabanidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00
Tipulidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,04	0,00	0,00
Baetidae	0,87	0,00	16,58	9,70	23,94	1,70	8,89	14,67	35,48	47,61
Caenidae	19,00	17,10	0,92	0,30	19,45	8,93	2,17	0,04	0,03	0,02
Ephemerellidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,08	0,04	0,49
Ephemeridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Heptageniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04	34,33	35,96	10,87	9,97
Leptophlebiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,47	0,16	1,94	1,60
Oligoneuriidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,07	1,00
Polymitarcidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Potamanthidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,41	1,28
Aphelocheiridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corixidae	0,00	0,09	0,00	0,00	0,03	50,23	0,00	0,04	0,01	0,01
Gerridae	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,27	0,24	0,01	0,01
Hydrometridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,12	0,00	0,00
Nepidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Notonectidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,08	0,00	0,00
Velidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Erpobdellidae	0,07	0,00	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Glossiphoniidae	0,07	0,00	6,41	5,14	0,00	1,55	0,00	0,00	0,00	0,00
Ancylidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Bithyniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Ferussidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrobiidae	2,00	0,68	0,00	0,00	0,01	0,01	4,88	0,00	0,01	0,00
Lymnaeidae	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Neritidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Physidae	0,00	0,05	0,14	0,25	2,19	4,80	0,07	0,04	0,00	0,00
Sphaeriidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Unionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nematoda	0,13	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Aeschnidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Coenagrionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gomphidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,12	0,03	0,02
Platycnemididae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00
Oligochaeta	22,13	28,04	24,58	34,39	3,65	8,28	0,07	0,87	1,42	0,49
Chloroperlidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Leuctridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,60	9,95	7,55	7,61
Nemouridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Perlidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
Perlodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,12	2,48	0,00	0,00
Brachycentridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Ecnomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Glossosomatidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Goeridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydropsychidae	0,00	0,00	0,29	0,02	6,46	0,06	0,54	1,73	13,15	6,03
Hydroptilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,68	0,00	0,18	0,01
Leptoceridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limnephilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,08	0,00	0,00
Odontoceridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Philopotamidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Polycentropodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	1,30	0,37	0,34
Psychomyiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	3,51	4,43
Rhyacophilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,34
Sericostomatidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dugesidae	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,08	0,00	0,17
Planariidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	Cinca	Cinca	Ara	Ara	Ebro	Ebro	Erro	Erro	Salado	Salado
	1121-1	1121-2	1132-1	1132-2	1164-1	1164-2	1393-1	1393-2	1422-1	1422-2
Hidracarina	1,33	3,13	8,37	13,67	0,14	0,03	2,83	0,38	0,00	0,00
Curculionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Dryopidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dytiscidae	0,00	0,34	0,03	0,02	0,07	0,03	0,02	0,01	24,49	42,47
Elmidae	1,76	2,12	3,21	5,06	0,00	0,00	7,05	5,68	0,00	0,00
Gyrinidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Halipidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Helodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00
Helophoridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydraenidae	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,90	4,22	0,00	0,00
Hydrophilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	2,50	0,54
Anomopoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Asellidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Atyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	14,81	11,09	0,00	0,00	0,00	0,00
Copepoda	0,00	0,00	0,00	0,00	4,53	2,84	0,00	0,00	0,00	0,00
Gammaridae	0,00	0,00	0,03	0,02	1,89	2,59	8,45	11,13	0,00	0,00
Ostracoda	0,00	0,00	0,03	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pacifastacus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Procambarus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Athericidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	0,63	0,00	0,00
Blephariceridae	0,04	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,06	0,00	0,00
Ceratopogonidae	0,00	0,00	0,05	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chironomidae	3,68	4,49	40,16	39,60	11,09	13,10	6,14	3,73	72,42	56,96
Dixidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dolichopodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Empididae	0,21	0,03	0,53	1,16	0,00	0,00	0,02	0,25	0,00	0,00
Ephydriidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limoniidae	2,42	5,23	0,53	0,21	0,14	0,03	0,49	0,25	0,00	0,00
Muscidae	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Rhagionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,14	0,00	0,00
Simuliidae	28,54	38,23	2,44	1,40	0,00	0,00	12,48	13,17	0,00	0,00
Stratiomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,05	0,02
Tabanidae	0,04	0,02	0,08	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tipulidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00
Baetidae	19,20	14,92	19,66	19,05	1,89	6,88	21,60	33,74	0,00	0,00
Caenidae	0,43	0,02	2,68	0,45	3,99	2,08	0,01	0,25	0,00	0,00
Ephemeroptera	3,25	6,95	6,20	1,98	0,00	0,00	3,76	1,49	0,00	0,00
Ephemeridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
Heptageniidae	26,42	15,56	1,40	4,50	0,14	0,00	3,07	4,82	0,00	0,00
Leptophlebiidae	0,00	0,00	0,03	0,00	4,67	2,67	0,27	0,75	0,00	0,00
Oligoneuridae	0,06	0,03	0,19	0,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Polymitarcidae	0,00	0,00	0,00	0,00	1,01	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00
Potamanthidae	0,00	0,00	1,72	1,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Aphelecheiridae	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corixidae	0,04	0,03	0,05	0,00	27,65	31,07	0,00	0,00	0,55	0,00
Gerridae	0,04	0,02	0,00	0,00	0,20	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrometridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Nepidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Notonectidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Veliidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
Erpobdellidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Glossiphoniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Ancyliidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,02	0,27	0,00	0,00
Bityniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ferriidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrobiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Lymnaeidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Neritidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00
Physidae	0,00	0,00	0,00	0,04	16,77	13,96	0,00	0,00	0,00	0,00
Sphaeriidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Unionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nematoda	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Aeschnidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coenagrionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Gomphidae	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Platycnemididae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Oligochaeta	0,24	0,00	0,29	0,23	9,87	12,00	1,21	0,87	0,00	0,00
Chloroperlidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,01	0,00	0,00
Leuctridae	4,75	5,92	10,94	4,13	0,00	0,00	14,07	11,36	0,00	0,00
Nemouridae	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,75	0,00	0,00
Perlidae	3,34	1,43	0,08	0,00	0,00	0,00	0,02	0,14	0,00	0,00
Perlodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Brachycentridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ecnomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Glossosomatidae	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00
Goeridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Hydropterygidae	1,54	1,05	0,87	3,37	0,00	0,00	0,74	1,23	0,00	0,00
Hydroptilidae	2,14	0,36	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Leptoceridae	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limnephilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,51	2,01	0,00	0,00
Odontoceridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,55	0,02	0,00	0,00
Philopotamidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,49	0,64	0,00	0,00
Polycentropodidae	0,00	0,00	0,00	0,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychomyiidae	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rhyacophilidae	0,26	0,03	0,32	1,73	0,00	0,00	0,55	0,17	0,00	0,00
Sericostomatidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,12	0,00	0,00
Dugesidae	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Planariidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,18	1,62	0,00	0,00