



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO

CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL EBRO

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

Análisis de la repetibilidad del procedimiento de laboratorio en las muestras de macroinvertebrados



INFORME FINAL

Marzo 2010

**Plan de calidad de los datos de los
muestreos en ríos de la cuenca del Ebro:
Análisis de la repetibilidad del
procedimiento de laboratorio en las
muestras de macroinvertebrados**

Marzo 2010

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

E-mail: joscoz@alumni.unav.es

☎ (+34) 976 566 875

E-mail: biologia@ensaya.es

INDICE

-INTRODUCCIÓN	1
-MATERIAL Y MÉTODOS	3
-RESULTADOS.....	10
-CONCLUSIONES	28
-BIBLIOGRAFÍA	31
-ANEXOS.....	34

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas dulceacuícolas tienen una gran importancia puesto que el agua es un recurso natural esencial, además de que estos ecosistemas tienen amplias influencias ecológicas sobre todos los demás biomas. Además de ello, los sistemas fluviales son considerados indicadores básicos y elementales del estado de conservación del medio en general, puesto que se considera que el estado en el que esté el agua será una consecuencia integral de todo lo que ocurre en la cuenca correspondiente, por lo que dicho estado del agua hará referencia a la situación y calidad de todo el ecosistema adyacente. Todas estas consideraciones hacen que el agua deba ser considerada como un patrimonio al que se debe proteger y defender, potenciando su uso sostenible e implementando en la medida de lo posible la calidad de este medio.

Debido a ello, el estudio y el análisis del estado de los sistemas acuáticos, en lo que respecta a su estado de conservación y calidad del agua, se ha convertido en una cuestión de relativa importancia de cara a realizar una gestión más adecuada en las diferentes cuencas hidrográficas. Tradicionalmente se ha venido analizando el estado de los ecosistemas acuáticos mediante el uso de indicadores fisicoquímicos, sin embargo en los últimos años se ha potenciado el complementar estos análisis con los indicadores biológicos (basados en organismos como las diatomeas, macrófitos, macroinvertebrados o peces), puesto que las comunidades de seres vivos que se desarrollan en un área son reflejo de las condiciones físico-químicas existentes en ese 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 de las aguas en el momento del muestreo.

La unión del concepto del agua como un patrimonio a proteger y de la visión de la importancia de los indicadores biológicos como exponentes del estado de una masa de agua se ha visto reflejada en distintas actuaciones, siendo una de las más destacadas la promulgación y el comienzo de implantación de la Directiva 2000/60/CE o Directiva Marco del Agua (DMA). Dicha directiva tiene como 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 de cara 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 conocimiento relativamente bueno de esta precisión y de la confianza de los resultados obtenidos, esta información está mucho más limitada en el caso de los diferentes indicadores biológicos.

Para estudiar las distintas posibles fuentes de error y desviación en los resultados, en un primer paso se analizó la repetibilidad de las muestras tomadas [ver documento en: [http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/dma/Plan_calidad_datos_muestreos_Ebro_\(repetibilidad_biol\).pdf](http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/dma/Plan_calidad_datos_muestreos_Ebro_(repetibilidad_biol).pdf)]. En segundo lugar se trata de analizar la posible variabilidad que se puede encontrar en los resultados de algunos índices e indicadores en función del procedimiento de trabajo que los protocolos marcan en el laboratorio para el análisis de las muestras tomadas. El estudio de muestras cuantitativamente implica invertir una gran cantidad de tiempo y esfuerzo si se quieren analizar en su totalidad, lo cual no siempre es posible. Es por ello que se han propuesto diferentes soluciones de cada a reducir el tiempo y el esfuerzo necesarios, intentando no comprometer la validez de la estimación realizada. Entre estas soluciones, no exentas de inconvenientes, las más utilizadas son el empleo de submuestras o alícuotas (Lamberti *et al.* 1991, Mastrantuono 1995), tanto en su variante de contar un número fijo de especímenes como en la variante del método de análisis de fracción fija.

El estudio de la repetibilidad, entendida como “grado de concordancia entre resultados de sucesivas mediciones de un mismo parámetro realizadas bajo las mismas condiciones”, del proceso de trabajo en el laboratorio se realizará mediante la repetición, por parte de un mismo operador, del procedimiento de trabajo que el protocolo marca para el laboratorio, calculándose los diferentes índices de acuerdo a los resultados obtenidos en cada caso. Este análisis se ve como algo necesario de cara a consolidar el uso de los diferentes índices e indicadores biológicos utilizados para estudiar el Estado Ecológico de las aguas, ayudando además 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 por ello seguir profundizando en el análisis de la repetibilidad, y con ello la consiguiente precisión y confianza que pueden ser alcanzadas con los protocolos de trabajo de los diferentes indicadores biológicos empleados actualmente en la Cuenca Hidrográfica del Ebro, centrándonos concretamente para este caso en los procedimientos de trabajo de laboratorio que se marcan para los macroinvertebrados.

MATERIAL Y MÉTODOS

El presente estudio se realizó en la Cuenca Hidrográfica del Ebro, analizándose en concreto uno de 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), concretamente los macroinvertebrados bentónicos. El estudio se realizaría sobre 10 muestras tomadas en un número igual de estaciones de la red CEMAS que estuvieran incluidas en la campaña del año 2009.

De entre las masas de aguas a muestrear durante la campaña de 2009 en la actual red CEMAS se realizó una preselección de 10 estaciones de muestreo. En la medida de lo posible se seleccionaron los puntos de manera que englobaran diferentes tipos de ríos, condiciones de cauce y estados ecológicos presentes en la cuenca, de cara a tener distintas comunidades y estructuras taxónicas. La relación de estaciones seleccionadas se muestra en la Tabla I.

Para evaluar el estado ecológico de los tramos, en cada una de las estaciones de muestreo se tomó la muestra de macroinvertebrados de acuerdo a las indicaciones de los protocolos de la Confederación Hidrográfica del Ebro y las normas UNE correspondientes, calculándose posteriormente en laboratorio los índices correspondientes.

Para la toma 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 2005) y la metodología propuesta por Jáimez-Cuellar *et al.* (2006) respecto a la toma y procesado de las muestras de macroinvertebrados. Puesto

	CEMAS	Río	Nombre de la estación	Ecotipo
Estaciones seleccionadas	0101	Aragón	Yesa	115
	0647	Arga	Peralta	115
	1157	Ebro	Mendavia	115
	0572	Ega	Señorío de Arinzano	112
	1350	Huecha	Magallón	109
	0565	Huerta	Fuente de la Junquera	109
	2060	La Violada	Zuera (aguas arriba)	109
	1422	Salado	E.A. Esténoz	126
	2024	Subordán	Embún	126
	1282	Vero	Alquézar	112

Tabla I. Relación de estaciones de la red CEMAS seleccionadas para este estudio.

que el índice utilizado para el análisis del Estado Ecológico de las aguas en la cuenca del Ebro es el IBMWP (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega 1988), se realizó en primer lugar un muestreo multihábitat de acuerdo al protocolo señalado para dicho índice (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 m² (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* o de cangrejo autóctono (*Austropotamobius pallipes*), 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*).

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

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 aquellos taxones que se habían separado

previamente en el muestreo de campo (a cuyo resultado se denomina G). 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 denominaría alícuota M1). Se clasificaban y contaban todos los ejemplares de dicha alícuota M1. Si el número de ejemplares hallados era de al menos 100, se procedía a estimar con ello la abundancia en la fracción total de ese tamiz (abundancia a la que denominaremos EM1), mientras que si era inferior a 100 se procedía a analizar otra cuadrícula escogida al azar hasta llegar al menos a dicho número para estimar la abundancia. En este caso se llamaría alícuota M1 a la suma de los ejemplares contados en todas las cuadrículas analizadas y EM1 a la estimación de la abundancia realizada mediante dichos datos. Tras esto se repetía el proceso eligiendo otra cuadrícula al azar (o más de una si fuera necesario para alcanzar al menos los 100 ejemplares), clasificando y contando los ejemplares existentes. A esta segunda alícuota se le denominaba M2, y a la estimación de la abundancia en la fracción media mediante estos datos se le denominó EM2. Posteriormente se analizaba el resto de la fracción para separar todos los taxones diferentes que no hubieran sido hallados en las alícuotas. Además también se realizó una estimación de la abundancia de macroinvertebrados en el tamiz utilizando la suma de los datos de las alícuotas M1 y M2, a la cual se le denominó E(M1+M2). Con la fracción fina se procedía de igual manera que con la fracción intermedia, es decir, se vertía en una bandeja cuadrículada, de la cual se extraía el contenido de una de las cuadrículas elegida al azar (alícuota F1), de forma que si el número de ejemplares hallados era al menos de 100 se estimaba la abundancia en este tamiz (EF1). Se repetía el proceso con una segunda alícuota (F2) a partir de la cual se realizaba una segunda estimación (EF2), y se realizaba por medio de la suma de ambas alícuotas una tercera estimación llamada E(F1+F2). Combinando las distintas estimaciones realizadas para cada tamiz, se obtuvieron hasta cinco posibles estimaciones de la abundancia y estructura taxónica de la muestra total tomada (denominadas A, B, C, D y E). La Figura 1 muestra un esquema del proceso para la estima y el cálculo de cada muestra.

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.

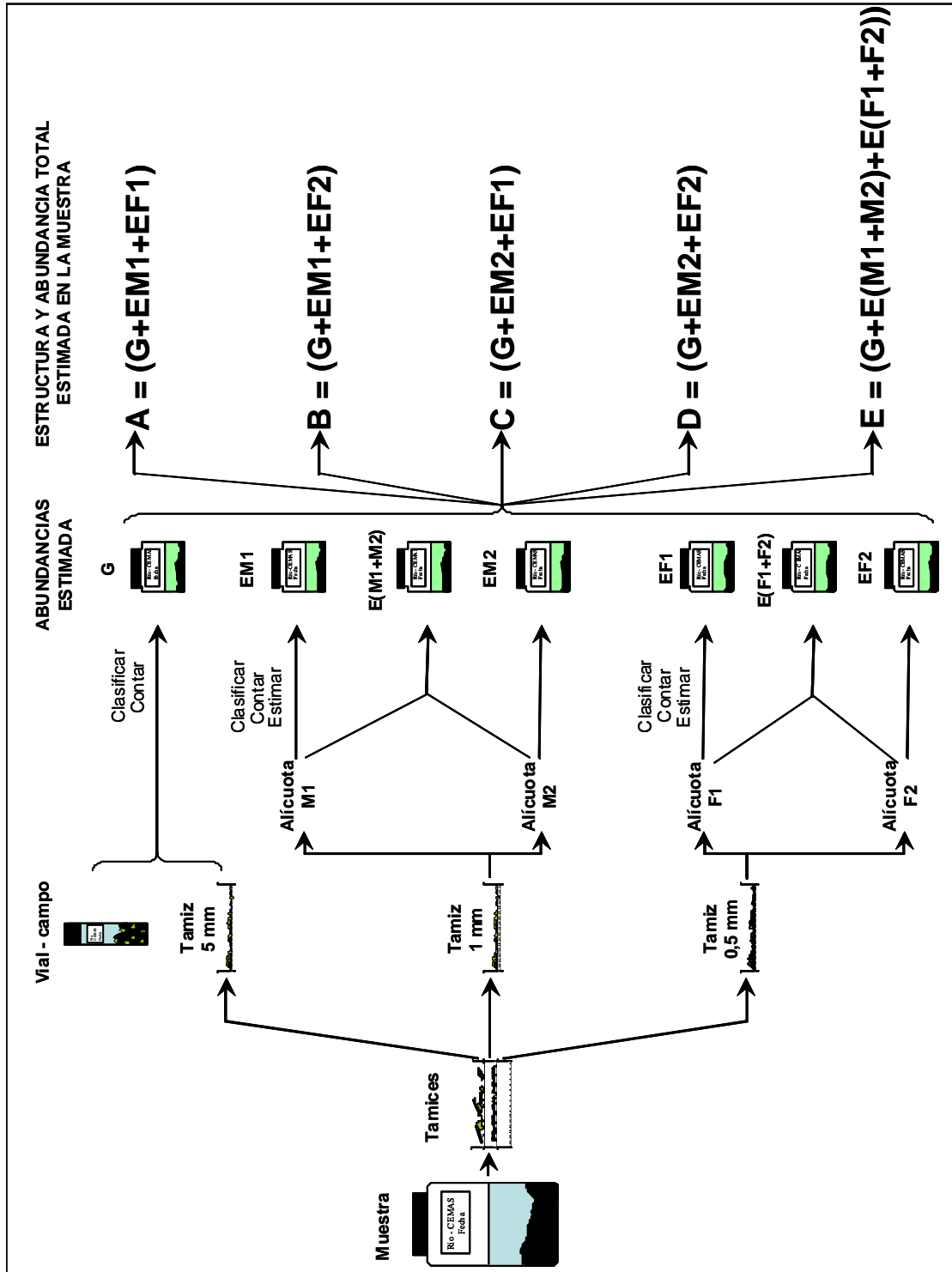


Figura 1. Esquema del proceso de laboratorio seguido para estimar la abundancia y estructura de cada muestra.

Estado	Clase	Ecotipo							
		109	111	112	115	116	117	126	127
Muy Bueno	I	>124	>140	>133	>133	>133	>133	>127	>135
Bueno	II	95-124	107-140	101-133	101-133	101-133	101-133	95-127	103-135
Moderado	III	63-94	71-106	68-100	68-100	68-100	68-100	63-94	68-102
Deficiente	IV	32-62	36-70	33-67	33-67	33-67	33-67	33-62	35-67
Malo	V	<32	<36	<33	<33	<33	<33	<33	<35

Tabla II. Rangos de valores del índice IBMWP para cada clase de Estado Ecológico de acuerdo al Anexo III de la Orden ARM/2656/2008 y a lo especificado actualmente para aquellos ecotipos no incluidos en dicha orden.

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 y valores para cada taxón señalados por Alba-Tercedor *et al.* (2002) y Jáimez-Cuellar *et al.* (2002). 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), aplicándose, de acuerdo a lo especificado desde Confederación Hidrográfica del Ebro, los rangos marcados para el ecotipo 112 en aquellos ecotipos no recogidos en la citada Orden por no disponer de información de ese tipo de masas de agua (lo que en el caso de este estudio hace referencia a los ecotipos 115, 116 y 117). Estos rangos se muestran en la Tabla II. Sin embargo para el estudio de la repetibilidad del procesamiento que se realiza en laboratorio y su precisión no se analizaron los resultados obtenidos respecto a los índices IBMWP e IASPT. Esto es así ya que ambos son dos índices cualitativos donde sólo se tiene en cuenta la presencia/ausencia de los taxones incluidos en el índice, lo cual requiere analizar siempre la muestra completa para detectar presencias/ausencias, por lo que el resultado para una misma muestra es siempre idéntico.

Por ello sólo se analizaron en este estudio aquellos índices, indicadores o parámetros para los que se requieran calcular datos cuantitativos, los cuales al ser estimados a partir de diferentes alícuotas podían tener cierta variación. En cada muestra, tal y como se ha explicado anteriormente, se calcularon cinco posibles resultados de acuerdo a la combinación de alícuotas que se hacía (los denominados casos A, B, C, D Y E). En el caso de los índices e indicadores se escogieron algunos que tradicionalmente han podido ser

utilizados para el estudio de comunidades en diferentes estudios. Concretamente los parámetros e indicadores que se analizaron en este estudio fueron los siguientes:

- Abundancia Total Estimada (ATE): Este parámetro se correspondía con la abundancia absoluta de macroinvertebrados en la muestra, la cual se calculaba sumando las abundancias totales y estimadas para cada fracción de la muestra.
- Estructura taxónica: En este caso este parámetro hace referencia a la abundancia relativa (en porcentaje) de cada grupo taxonómico hallado en la muestra. Se analizó la estructura a diferentes niveles de clasificación taxonómica.
- Similitud de Morisita (S_M): Este índice de similitud tiene en cuenta la abundancia de cada taxón, siendo el índice recomendado por Krebs (1989) para este tipo de estudios. 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 en los casos del cálculo de EPT, de la estructura taxónica y de la estructura de grupos tróficos en los cuales se realizaron los cálculos directamente, el resto de índices se calcularon por medio del programa estadístico PAST v.1.98 (Hammer *et al.* 2001). También mediante este programa, y por medio de un protocolo de "bootstrap" que calcula intervalos de confianza del 95%, se realizaron las comparaciones de los valores de los parámetros e indicadores calculados (salvo el EPT). Además en el caso del índice de Shannon también se realizó una comparación por medio de un test de t (Poole 1974) Dichas comparaciones siempre se hacían dos a dos, de manera que en total se hacían 10 comparaciones entre las cinco estimaciones que se realizaban por muestra. Por su parte las posibles diferencias existentes en las abundancias estimadas para la estructura de taxones, EPT y estructura de grupos tróficos se analizaron mediante un test de χ^2 para tablas de contingencia.

RESULTADOS

En el Anexo I se recogen resultados del análisis de las muestras de macroinvertebrados respecto a la abundancia absoluta y la abundancia relativa estimadas para los diferentes taxones en cada una de las pruebas realizadas en las diez muestras estudiadas. Para exponer los datos obtenidos en este estudio en primer lugar se detallan los resultados observados para cada una de las muestras escogidas, y a continuación se realizará un comentario general de dichos resultados en conjunto.

Río Aragón en Yesa (CEMAS 0101)

En la Tabla III se muestran los resultados hallados en las distintas estimaciones realizadas para los parámetros e indicadores analizados. La abundancia estimada osciló en un rango de entre 4411 y 5649 individuos, lo que representa una diferencia del 28,1% entre el mínimo y el máximo de las abundancias estimadas. Por su parte la diversidad osciló entre 1,814 y 1,990 (un 9,70%), la dominancia de Simpson entre 0,193 y 0,236 (un 24,5%), la riqueza de Margalef entre 3,588 y 3,694 (un 2,9%), la equitatividad entre 0,524 y 0,574 (un 9,7%) y el porcentaje EPT entre 44,54 y 45,70 (un 2,6%). Al comparar los resultados de los índices hallados se encontró que la abundancia (ATE), la diversidad (H'), la dominancia de Simpson (D_s) y la equitatividad (E) fueron muy significativamente diferentes ($P < 0,01$) tras ser calculadas con las distintas estimaciones realizadas. Sin embargo la riqueza de Margalef (R_M) no difería significativamente entre las distintas estimaciones realizadas ($P > 0,05$). Tampoco los valores de porcentaje de EPT tuvieron diferencias significativas ($P > 0,05$).

Respecto a la estructura por taxones, los valores de similaridad (S_M) fueron bastante altos (Tabla IV), oscilando entre 0,967 y 0,998. Esto indicaría que en principio las estimaciones serían bastante parecidas en este aspecto. Sin embargo al comparar estadísticamente las

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	4411	4609	5451	5649	5028
H'	1,976	1,990	1,814	1,841	1,912
D_s	0,196	0,190	0,236	0,226	0,212
R_M	3,694	3,675	3,603	3,588	3,637
E	0,570	0,574	0,524	0,531	0,552
EPT	45,70	44,61	45,42	44,54	45,07

Tabla III. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 0101 (Río Aragón en Yesa).

		Estimación				
		A	B	C	D	E
Estimación	A	1,000	0,992	0,984	0,987	0,996
	B		1,000	0,967	0,983	0,990
	C			1,000	0,995	0,994
	D				1,000	0,998
	E					1,000

Tabla IV. Valores del índice de Similitud de Morisita (S_M) hallados entre las diferentes estructuras taxonómicas estimadas en la CEMAS 0101 (Río Aragón en Yesa).

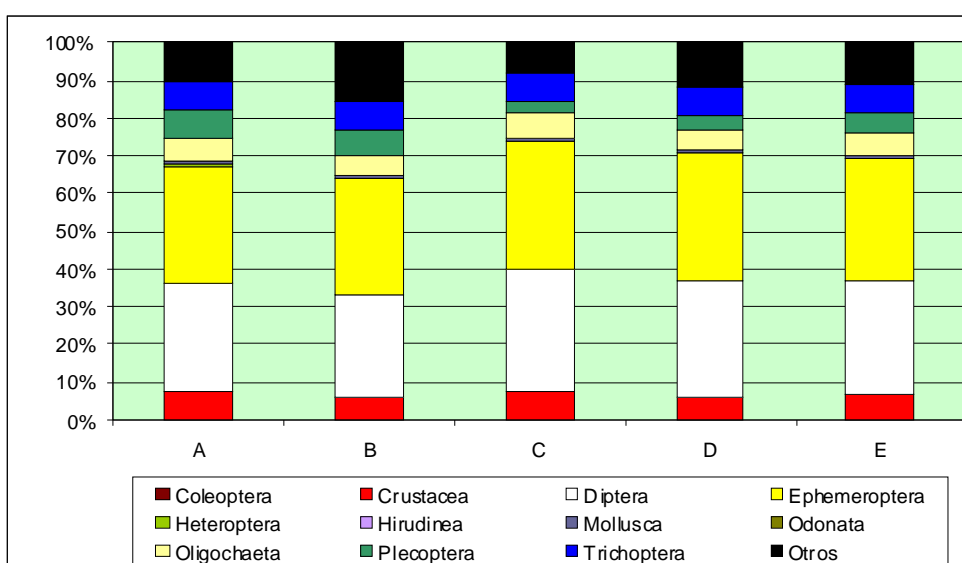


Figura 2. Estructura taxonómica calculada para las diferentes estimaciones hechas en la estación CEMAS 0101 (Río Aragón en Yesa).

estructuras taxonómicas estimadas resultaron ser muy significativamente diferentes ($P < 0,01$). En la Figura 2 se representa la composición taxonómica simplificada a nivel de grandes grupos.

Por su parte la estructura de grupos tróficos (Fig. 3) aunque aparentaba haber cierta semejanza entre las diferentes estimaciones, al comparar estadísticamente los resultados obtenidos se encontraron diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre las diferentes estimaciones realizadas.

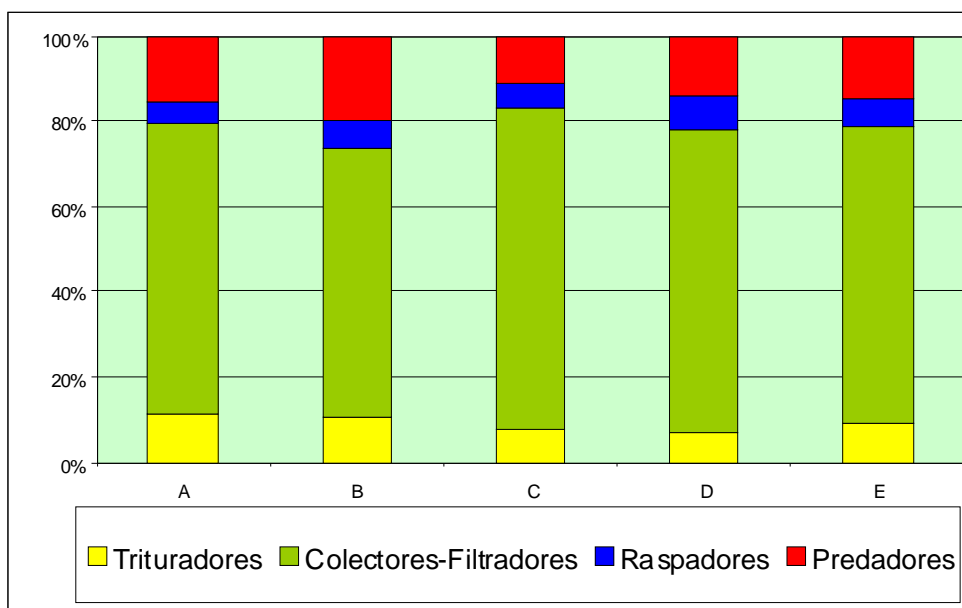


Figura 3. Estructura de grupos tróficos en las diferentes estimaciones hechas en la estación CEMAS 0101 (Río Aragón en Yesa).

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	13729	12977	12109	11357	12538
H'	2,216	2,287	2,161	2,225	2,236
D_s	0,150	0,129	0,164	0,145	0,144
R_M	3,254	3,273	3,297	3,32	3,285
E	0,639	0,660	0,624	0,642	0,645
EPT	53,35	52,96	46,93	46,07	50,06

Tabla V. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 0647 (Río Arga en Peralta).

Río Arga en Peralta (CEMAS 0647)

En la Tabla IV se exponen los resultados encontrados para las distintas estimaciones llevadas a cabo en los diferentes parámetros e indicadores. La abundancia estimada varió dentro de un rango entre 11357 y 13729 individuos, lo que representa una diferencia del 20,9% entre el mínimo y el máximo de las abundancias estimadas. Por su parte la diversidad osciló entre 2,161 y 2,287 (un 5,8%), la dominancia de Simpson entre 0,129 y 0,164 (un 27,4%), la riqueza de Margalef entre 3,254 y 3,320 (un 2,0%), la equitatividad entre 0,624 y 0,660 (un 5,8%) y el porcentaje EPT entre 46,07 y 53,35 (un 9,5%). Al comparar los resultados de los índices hallados se encontró que la abundancia, la diversidad, la dominancia de Simpson y la equitatividad tuvieron diferencias muy

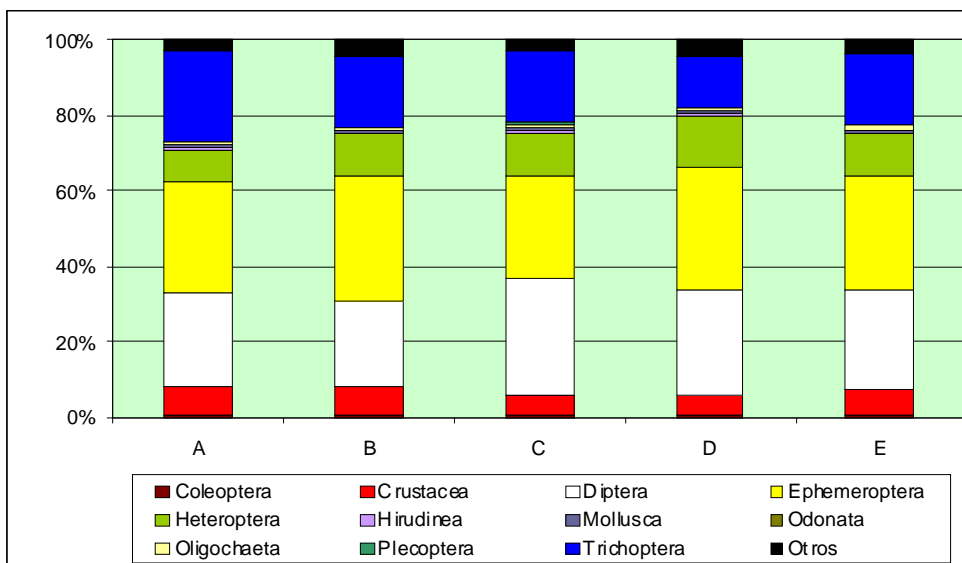


Figura 4. Estructura taxonómica hallada para las diferentes estimaciones hechas en la estación CEMAS 0647 (Río Arga en Peralta).

significativas ($P < 0,01$) entre algunas de las distintas estimaciones realizadas. Sin embargo la riqueza de Margalef no difería significativamente entre las distintas estimaciones realizadas ($P > 0,05$). Los valores de porcentaje de EPT tuvieron diferencias muy significativas entre las diferentes estimaciones hechas ($P < 0,01$).

En cuanto a la estructura taxonómica, la similaridad según el índice de Morisita fue también elevada (entre 0,951 y 0,992), pero sin embargo al comparar estadísticamente las composiciones taxonómicas se encontraron diferencias muy significativas ($P < 0,01$). En la Figura 4 se representa la composición de grandes grupos taxonómicos encontrada en cada estimación, observándose que pese a seguir una pauta común parece haber ligeras diferencias en la abundancia relativa de los distintos grupos. Por su parte la estructura de grupos tróficos (Fig. 5) tuvo un comportamiento similar, hallándose también diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre las diferentes estimaciones llevadas a cabo, pese a que las abundancias relativas parecían similares.

Río Ebro en Mendavia (CEMAS 1157)

En la Tabla VI se muestran los resultados calculados en las distintas estimaciones de los diferentes parámetros e indicadores analizados. La abundancia estimada estuvo comprendida dentro de un rango entre 7113 y 9876 individuos, lo que representa una diferencia del 38,8% entre los valores extremos de esas abundancias estimadas. Por su parte la diversidad osciló entre 2,146 y 2,309 (un 7,6%), la dominancia de Simpson entre

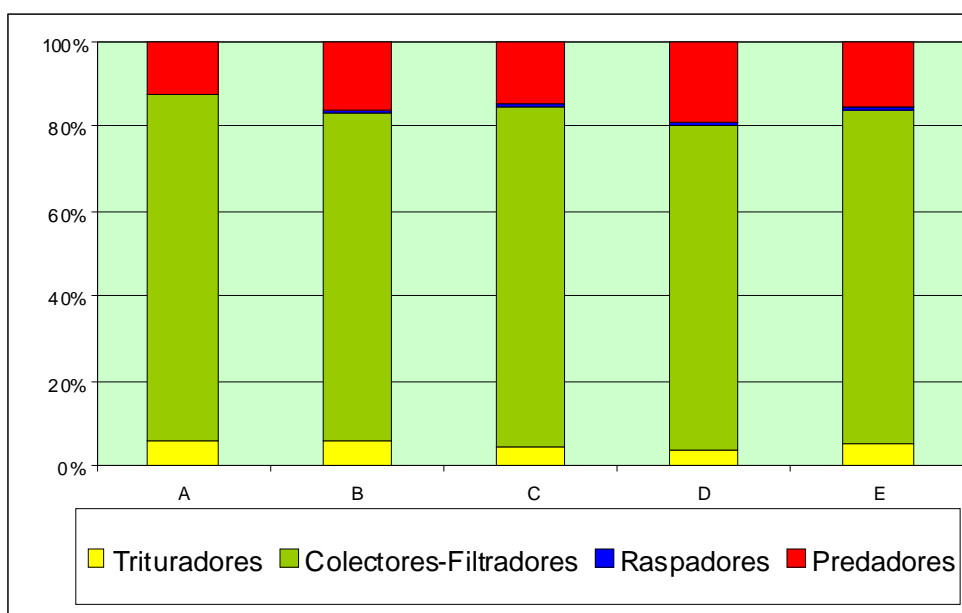


Figura 5. Estructura de grupos tróficos en las diferentes estimaciones hechas en la estación CEMAS 0647 (Río Arga en Peralta).

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	8715	7113	9876	8274	8492
H'	2,200	2,309	2,146	2,239	2,232
D_s	0,143	0,131	0,150	0,140	0,139
R_M	3,196	3,27	3,153	3,215	3,206
E	0,647	0,679	0,631	0,658	0,656
EPT	67,24	65,80	63,41	61,42	64,41

Tabla VI. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 1157 (Río Ebro en Mendavia).

0,131 y 0,150 (un 15,2%), la riqueza de Margalef entre 3,153 y 3,270 (un 3,7%), la equitatividad entre 0,631 y 0,679 (un 7,6%) y el porcentaje EPT entre 61,42 y 67,24 (un 9,5%). Al comparar estadísticamente los resultados de los índices hallados en las diferentes estimaciones se encontró que la abundancia, la diversidad y la dominancia de Simpson fueron muy significativamente diferentes ($P < 0,01$), mientras que la equitatividad resultó ser significativamente diferente ($P < 0,05$). Por su parte la riqueza de Margalef no tuvo diferencias significativas entre las distintas estimaciones ($P > 0,05$). Tampoco los valores de porcentaje de EPT tuvieron diferencias significativas entre las diferentes estimaciones hechas ($P > 0,05$).

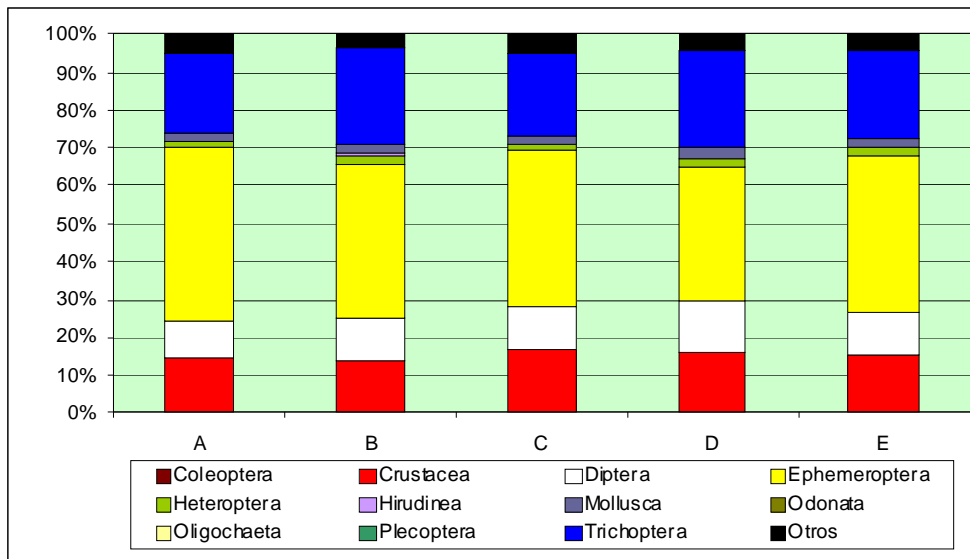


Figura 6. Estructura taxonómica hallada para las diferentes estimaciones hechas en la estación CEMAS 1157 (Río Ebro en Mendavia).

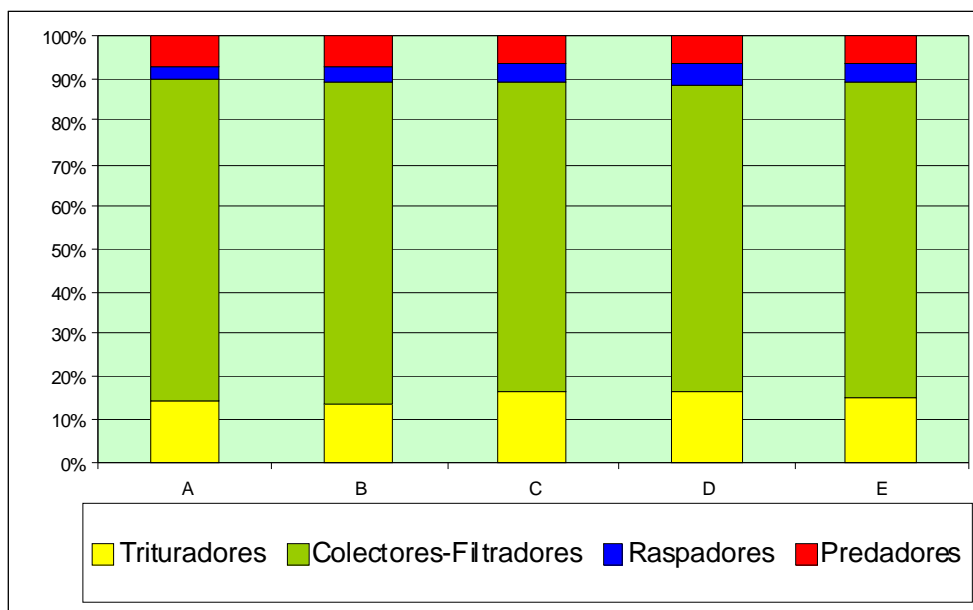


Figura 7. Estructura de grupos tróficos en las diferentes estimaciones realizadas en la estación CEMAS 1157 (Río Ebro en Mendavia).

Al igual que ocurría en las anteriores estaciones, el valor de la similaridad según el índice de Morisita fue alta (entre 0,959 y 0,993), pero la composición taxonómica entre estimaciones, a pesar de mostrar aparentes semejanzas (Fig. 6), difería muy significativamente ($P < 0,01$). También la composición de grupos tróficos tuvo diferencias muy significativas ($P < 0,01$) a pesar de aparentar ser similares (Fig. 7).

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	4673	4155	4128	3610	4102
H'	1,844	1,937	1,846	1,943	1,911
D _s	0,293	0,261	0,283	0,248	0,271
R _M	3,077	3,12	3,123	3,174	3,125
E	0,560	0,588	0,560	0,590	0,580
EPT	19,58	20,12	19,55	20,17	19,82

Tabla VII. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 0572 (Río Ega en el Señorío de Arínzano).

Río Ega en Señorío de Arínzano (CEMAS 0572)

En la Tabla VII se recogen los resultados estimados para los diferentes parámetros e indicadores estudiados. La abundancia estimada osciló en un rango entre 3610 y 4673 individuos, lo que representa una diferencia del 29,4% entre los valores mínimo y máximo de las abundancias estimadas. En cuanto a otros índices, la diversidad varió entre 1,844 y 1,943 (un 5,4%), la dominancia de Simpson entre 0,248 y 0,293 (un 18,4%), la riqueza de Margalef entre 3,077 y 3,174 (un 3,1%), la equitatividad entre 0,560 y 0,590 (un 5,4%) y el porcentaje EPT entre 19,55 y 20,17 (un 3,2%). El análisis estadístico de los resultados estimados para estos índices determinaron que la abundancia, la diversidad y la dominancia de Simpson fueron muy significativamente diferentes ($P < 0,01$), mientras que la riqueza de Margalef, la equitatividad y el porcentaje EPT no diferían significativamente entre las distintas estimaciones realizadas ($P > 0,05$).

Cuando se analizó la estructura taxonómica hallada en las diferentes estimaciones realizadas la similaridad, según el índice de Morisita, fue muy alta (entre 0,983 y 0,998). Aunque no había grandes discrepancias respecto a la abundancia relativa de los grupos principales (Fig. 8) el análisis estadístico determinó que había diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre las distintas estimaciones de abundancia en cada taxón. De forma similar la composición de grupos tróficos difirió muy significativamente ($P < 0,01$) en sus abundancias estimadas, si bien las abundancias relativas daban resultados similares (Fig. 9).

Río Huecha en Magallón (CEMAS 1350)

En la Tabla VIII se especifican los resultados hallados para las distintas estimaciones calculadas para los diferentes parámetros e indicadores. La abundancia estimada varió entre 14107 y 16248 individuos, una diferencia del 15,2% entre el mínimo y el máximo de las abundancias estimadas. La diversidad osciló entre 0,766 y 0,891 (un 16,2%), la dominancia

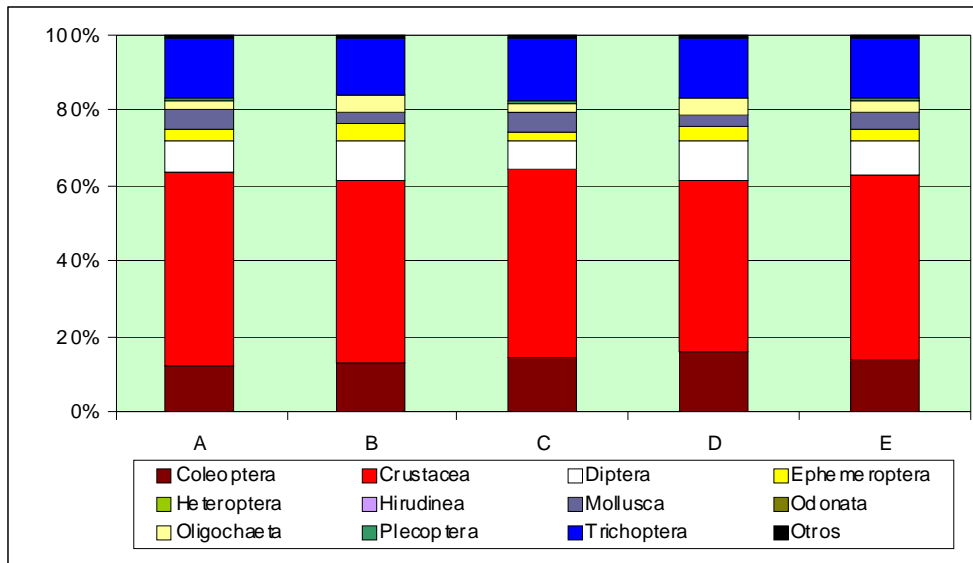


Figura 8. Estructura taxonómica hallada para las diferentes estimaciones hechas en la estación CEMAS 0572 (Río Ega en Señorío de Arínzano).

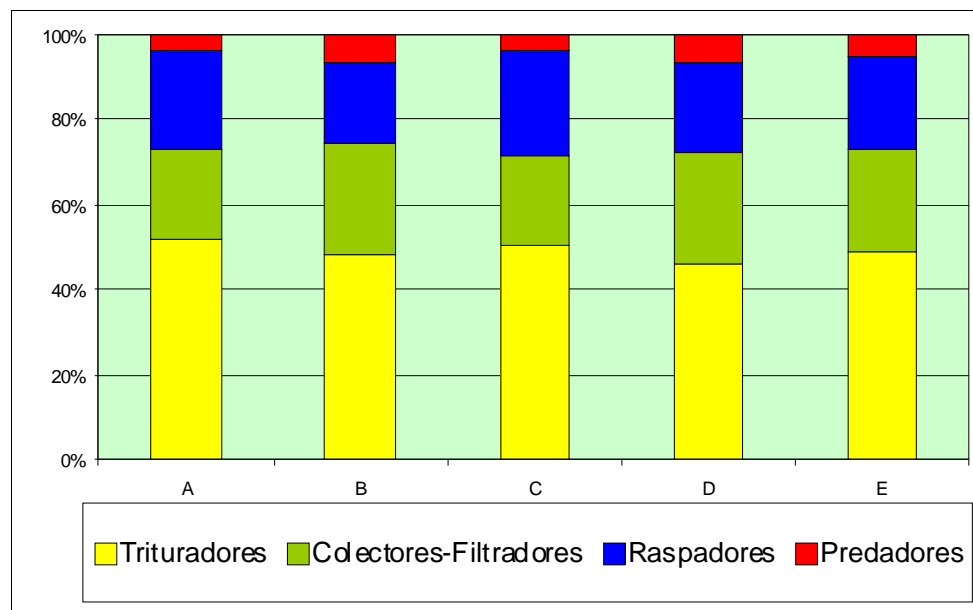


Figura 9. Estructura de grupos tróficos en las distintas estimaciones hechas en la estación CEMAS 0572 (Río Ega en Señorío de Arínzano).

de Simpson entre 0,650 y 0,700 (un 7,7%), la riqueza de Margalef entre 2,578 y 2,617 (un 1,5%), la equitatividad entre 0,235 y 0,273 (un 16,2%) y el porcentaje EPT entre 3,81 y 5,62 (un 47,5%). El análisis estadísticos de los valores estimados determinó que la abundancia, la diversidad, la dominancia de Simpson y la equitatividad difirieron muy significativamente ($P < 0,01$), mientras la riqueza de Margalef no tuvo diferencias significativas entre estimaciones ($P > 0,05$). Los valores de porcentaje de EPT tuvieron diferencias muy significativas entre las diferentes estimaciones hechas ($P < 0,01$).

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	16248	15227	15128	14107	15176
H'	0,798	0,891	0,766	0,864	0,831
D _s	0,690	0,650	0,700	0,657	0,674
R _M	2,578	2,596	2,598	2,617	2,597
E	0,245	0,273	0,235	0,265	0,255
EPT	4,65	5,62	3,81	4,78	4,71

Tabla VIII. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 1350 (Río Huecha en Magallón).

La similaridad según el índice de Morisita fue extremadamente elevada (siempre por encima de 0,999), lo que en parte podría estar en relación con la gran dominancia de un taxón concreto (F. Gammaridae), lo que hacía que las abundancias relativas fueran en general muy similares (Fig. 10). Sin embargo, al analizar estadísticamente la estructura taxonómica de la comunidad por medio de las abundancias absolutas estimadas se encontraron diferencias estadísticamente muy significativas ($P < 0,01$) entre las diferentes estimaciones de abundancia calculadas para cada taxón. De manera semejante, el análisis estadístico respecto a la composición de grupos tróficos según sus abundancias estimadas determinó que existían diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre las mismas, mientras que las abundancias relativas parecían tener resultados similares (Fig. 11), posiblemente por la mencionada dominancia de la Familia Gammaridae.

Río Huerva en Fuente de la Junquera (CEMAS 0565)

En la Tabla IX se recogen los resultados de las diferentes estimaciones realizadas para los distintos parámetros e indicadores analizados en este punto. La abundancia estimada estuvo comprendida entre 18671 y 20973 individuos, lo que representa una diferencia del 12,3% entre el mínimo y el máximo de estas abundancias estimadas. Por otra parte la diversidad osciló entre 1,473 y 1,502 (un 2,0%), la dominancia de Simpson entre 0,257 y 0,261 (un 1,7 %), la riqueza de Margalef entre 1,909 y 1,932 (un 1,2%), la equitatividad entre 0,492 y 0,501 (un 1,9%) y el porcentaje EPT entre 16,17 y 16,77 (un 3,7%). Al comparar estadísticamente los valores estimados para estos índices se encontraron diferencias muy significativas ($P < 0,01$) para la abundancia, la diversidad y diferencias significativas ($P < 0,05$) para la dominancia de Simpson. Por su parte, la equitatividad, el porcentaje de EPT y la riqueza de Margalef no presentaron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre las distintas estimaciones realizadas para esta muestra.

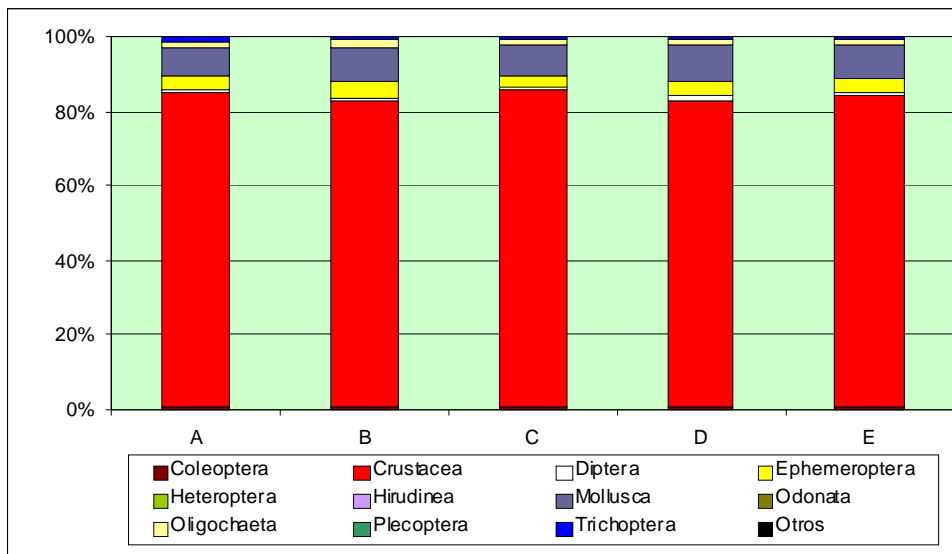


Figura 10. Estructura taxonómica hallada para las diferentes estimaciones hechas en la estación CEMAS 1350 (Río Huecha en Magallón).

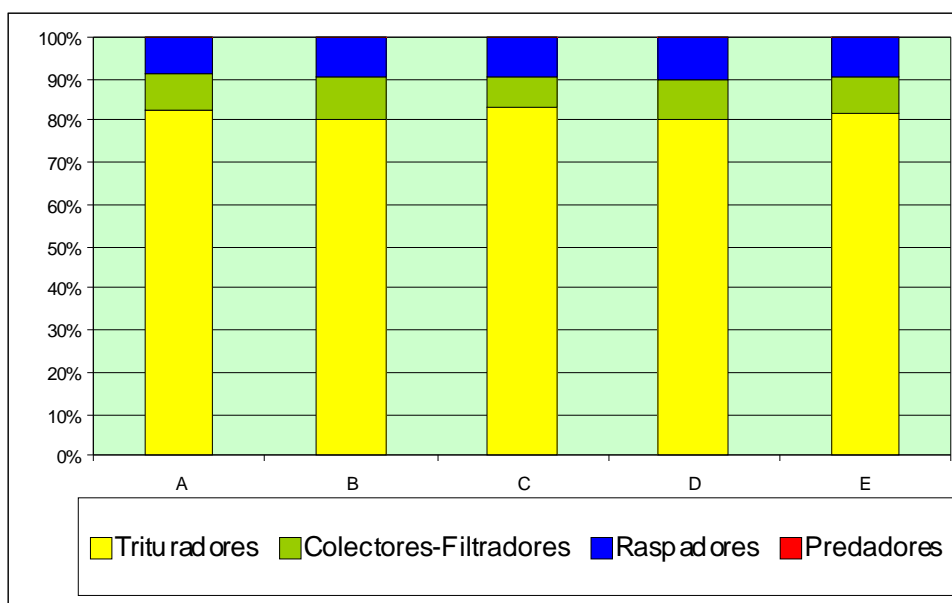


Figura 11. Estructura de grupos tróficos en las distintas estimaciones hechas en la estación CEMAS 1350 (Río Huecha en Magallón).

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	20831	18671	20973	18813	19819
H'	1,487	1,502	1,473	1,484	1,487
D_s	0,257	0,257	0,260	0,261	0,259
R_M	1,911	1,932	1,909	1,93	1,92
E	0,496	0,501	0,492	0,495	0,497
EPT	16,28	16,77	16,17	16,65	16,46

Tabla IX. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 0565 (Río Huerva en Fuente de la Junquera).

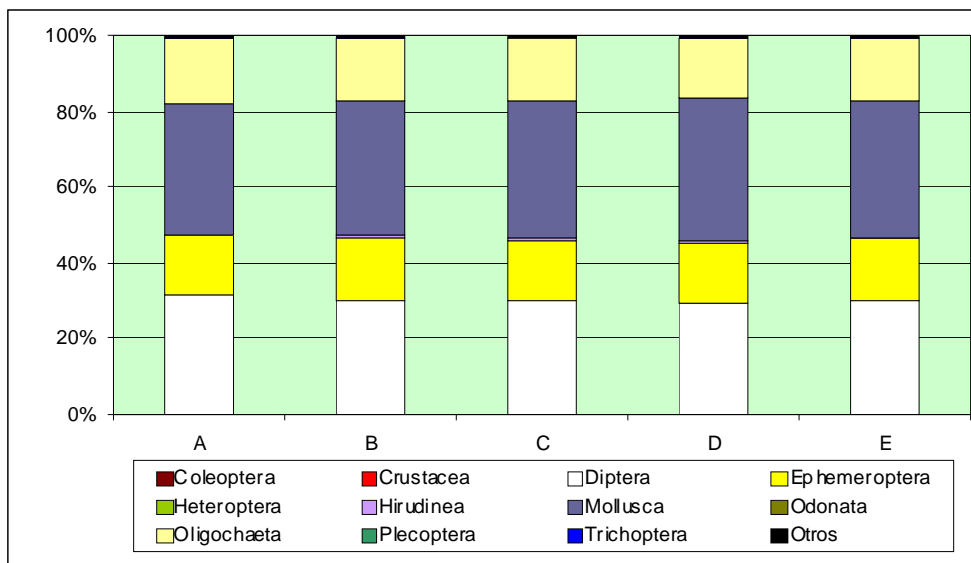


Figura 12. Estructura taxonómica hallada en las distintas estimaciones de la estación CEMAS 0565 (Río Huerva en Fuente de la Junquera).

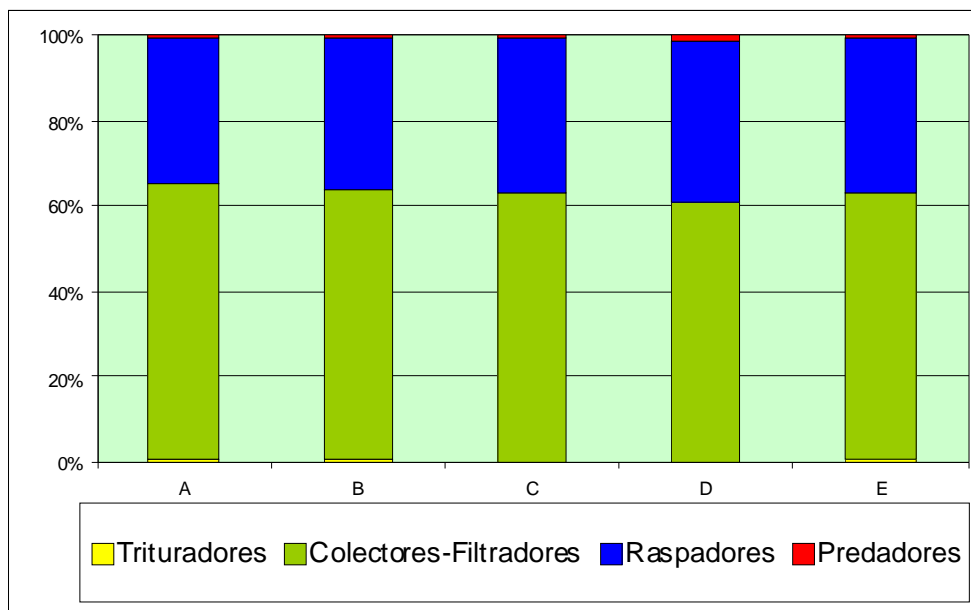


Figura 13. Estructura de grupos tróficos para las estimaciones realizadas en la estación CEMAS 0565 (Río Huerva en Fuente de la Junquera).

Al igual que ocurría en anteriores estaciones, los valores del índice de similaridad de Morisita fueron altos (entre 0,996 y casi 1,000) debido a que las abundancias relativas de los taxones fueron similares (Fig. 12), pero el análisis estadístico de las abundancias absolutas estimadas determinó que había diferencias muy significativas en la estructura taxonómica de las distintas estimaciones ($P < 0,01$). Igualmente, la estructura de grupos tróficos fue similar para las estimaciones de abundancia relativa (Fig. 13), pero se hallaron diferencias muy significativas ($P < 0,01$) respecto a las abundancias absolutas estimadas.

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	9143	8786	11740	11383	10259
H'	0,980	1,109	1,000	1,112	1,056
D _s	0,602	0,533	0,606	0,551	0,574
R _M	2,631	2,643	2,561	2,57	2,599
E	0,305	0,345	0,311	0,345	0,328
EPT	78,42	72,52	79,30	74,78	76,42

Tabla X. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 2060 (Barranco La Violada Aguas arriba de Zuera).

Barranco La Violada Aguas arriba de Zuera (CEMAS 2060)

En la Tabla X se resumen los resultados obtenidos en las distintas estimaciones para los diferentes parámetros e indicadores estudiados. La abundancia absoluta estimada estuvo comprendida en un rango entre 8786 y 11740 individuos, lo que representa una diferencia del 33,6% entre el mínimo y el máximo de dichas abundancias. Por otro lado, la diversidad varió entre 0,980 y 1,112 (un 13,5%), la dominancia de Simpson entre 0,533 y 0,606 (un 13,7%), la riqueza de Margalef entre 2,561 y 2,643 (un 3,2%), la equitatividad entre 0,305 y 0,345 (un 13,4%) y el porcentaje EPT entre 75,52 y 79,30 (un 9,3%). Al comparar estadísticamente los resultados de los índices calculados para cada una de las distintas estimaciones se encontró que la abundancia, la diversidad, la dominancia de Simpson y la equitatividad fueron muy significativamente diferentes ($P < 0,01$), mientras que los valores la riqueza de Margalef calculados para las distintas estimaciones no diferían significativamente ($P > 0,05$). Los valores calculados del porcentaje de EPT en las diferentes estimaciones llevadas a cabo tuvieron diferencias muy significativas entre si ($P < 0,05$).

El estudio comparativo de la estructura taxonómica resultante en las diferentes estimaciones realizadas otorgó valores muy elevados para el índice de similaridad de Morisita (entre 0,996 y prácticamente 1,000), indicando que las estimaciones de las abundancias relativas tenían cierta semejanza (Fig. 14). Sin embargo nuevamente el análisis estadístico de las abundancias absolutas estimadas para los diferentes taxones en cada estimación determinó que existían diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre dichas estimaciones. De la misma manera se hallaron diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre las estimaciones de abundancias absolutas para grupos tróficos, los cuales parecían ser bastante semejantes en sus abundancias relativas (Fig. 15).

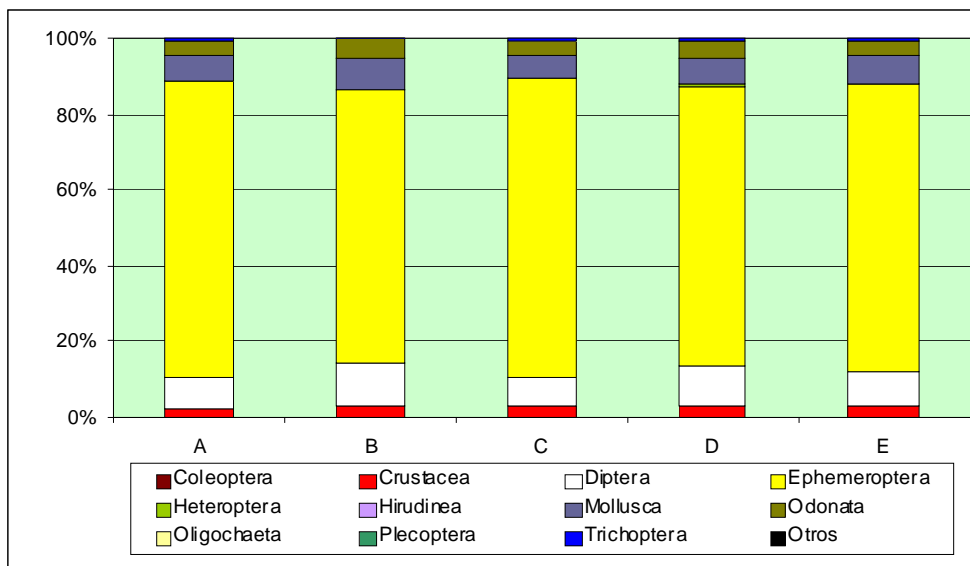


Figura 14. Estructura taxonómica hallada en las distintas estimaciones de la estación CEMAS 2060 (Bco. La Violada Aguas arriba de Zuera).

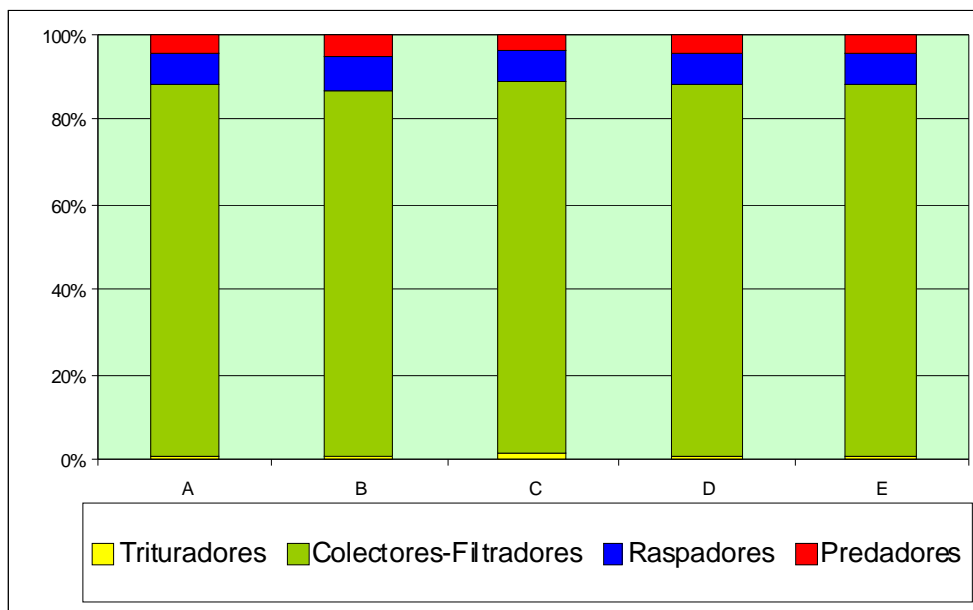


Figura 15. Estructura de grupos tróficos para las estimaciones realizadas en la estación CEMAS 2060 (Bco. La Violada Aguas arriba de Zuera).

Río Salado en E.A. Esténoz (CEMAS 1422)

En la Tabla XI se ofrecen los resultados hallados en los diferentes parámetros e indicadores para las distintas estimaciones que se realizaron en esta muestra. La abundancia estimada estuvo comprendida dentro de un amplio rango entre 8829 y 12390 individuos, lo que representa una diferencia del 40,3% entre el mínimo y el máximo de esas abundancias estimadas. En el resto de indicadores la diversidad varió entre 0,335 y 0,519 (un 54,0%), la

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	12390	10609	10610	8829	10608
H'	0,449	0,519	0,337	0,403	0,433
D _s	0,778	0,743	0,838	0,805	0,790
R _M	0,5305	0,5394	0,5394	0,5503	0,5394
E	0,251	0,290	0,188	0,225	0,242
EPT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabla XI. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 1422 (Río Salado en E.A. Esténoz).

dominancia de Simpson entre 0,743 y 0,838 (un 12,8%), la riqueza de Margalef entre 0,531 y 0,550 (un 3,7%), la equitatividad entre 0,188 y 0,290 (un 54,0%). Al no existir en este punto ningún representante de Ephemeroptera, Plecóptera o Trichoptera, el porcentaje EPT fue siempre 0,00. Esta situación estaría provocada por las condiciones de salinidad extrema que de manera natural tiene el río, las cuales no permitirían que se desarrollaran representantes de dichos grupos. Al comparar estadísticamente los resultados estimados de estos parámetros e indicadores se obtuvo que la abundancia, la diversidad, la dominancia de Simpson y la equitatividad fueron muy significativamente diferentes ($P < 0,01$). Por su parte la riqueza de Margalef no difería significativamente entre las distintas estimaciones realizadas ($P > 0,05$).

De manera similar a lo observado en las anteriores muestras, los valores del índice de similaridad de Morisita fueron muy altos (entre 0,997 y prácticamente 1,000), reflejando la semejanza que existían en las abundancias relativas calculadas en diferentes estimaciones (Fig. 16). Sin embargo las abundancias absolutas estimadas tuvieron estadísticamente diferencias muy significativas ($P < 0,01$). Lo mismo ocurría en el caso del análisis por grupos tróficos, donde se observaron diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre las abundancias absolutas estimadas, a pesar de la semejanza que se obtenían mediante las abundancias relativas (Fig. 17).

Río Subordán en Embún (CEMAS 2024)

En la Tabla XII se muestran los valores resultantes en los diferentes parámetros e indicadores en cada una de las distintas estimaciones que se realizaron. La abundancia estimada varió dentro de un rango entre 7562 y 9462 individuos, lo que supone una diferencia del 25,1% entre los valores mínimo y máximo de las abundancias estimadas. Por su parte la diversidad osciló entre 2,184 y 2,251 (un 3,1%), la dominancia de Simpson entre 0,141 y 0,159 (un 13,0%), la riqueza de Margalef entre 3,932 y 4,031 (un 2,5%), la

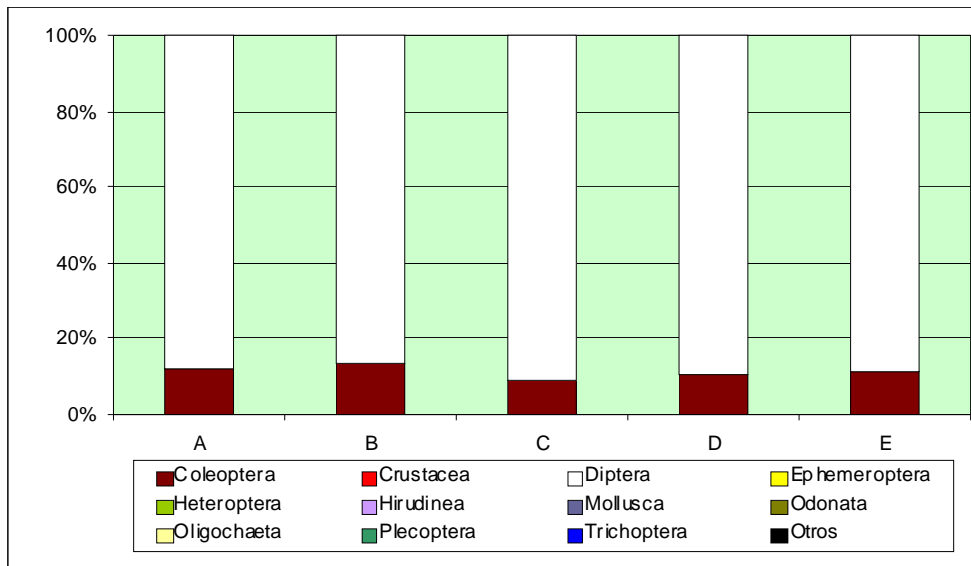


Figura 16. Estructura taxonómica hallada en las distintas estimaciones de la estación CEMAS 1422 (Río Salado en E.A. Esténoz).

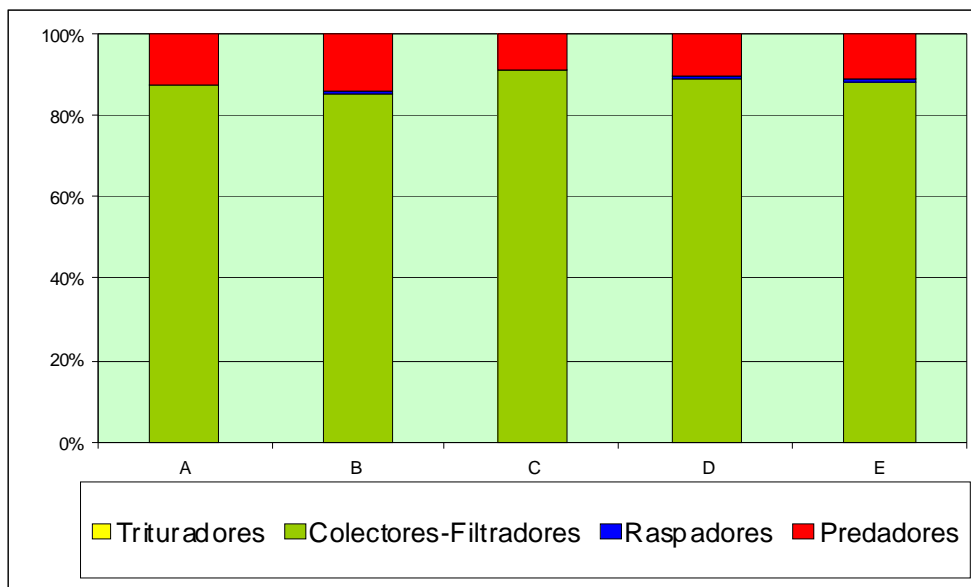


Figura 17. Estructura de grupos tróficos para las estimaciones realizadas en la estación CEMAS 1422 (Río Salado en E.A. Esténoz).

equitatividad entre 0,680 y 0,694 (un 2,1%) y el porcentaje EPT entre 40,08 y 44,37 (un 10,7%). Al analizar estadísticamente y comparar los resultados hallados para las diferentes estimaciones se encontró que la abundancia, la diversidad y la dominancia de Simpson difirieron muy significativamente ($P < 0,01$), mientras que la equitatividad y la riqueza de Margalef no diferían significativamente entre las distintas estimaciones realizadas ($P > 0,05$). Los valores de porcentaje de EPT tuvieron diferencias muy significativas entre las distintas estimaciones realizadas ($P < 0,01$).

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	9462	9162	7862	7562	8508
H'	2,220	2,251	2,184	2,207	2,233
D _s	0,148	0,141	0,159	0,155	0,148
R _M	3,932	3,946	4,013	4,031	3,978
E	0,615	0,623	0,605	0,611	0,618
EPT	40,31	40,54	37,56	37,73	39,16

Tabla XII. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 2024 (Río Subordán en Embún).

También en esta muestra los valores hallados para el índice de similaridad de Morisita fueron altos (entre 0,960 y 0,995), existiendo una semejanza patente al representar las abundancias relativas calculadas en las diferentes estimaciones (Fig. 18). En cambio estadísticamente las abundancias absolutas estimadas resultaron ser muy significativamente diferentes ($P < 0,01$). En el caso del análisis por grupos tróficos también se observaron diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre las abundancias absolutas estimadas, mientras que gráficamente las abundancias relativas parecían ser bastante semejantes (Fig. 19).

Río Vero en Alquézar (CEMAS 1282)

En la Tabla XIII se recogen los resultados obtenidos en las distintas estimaciones hechas para los parámetros e indicadores analizados. La abundancia estimada varió dentro de un rango entre 1634 y 1704 individuos, lo que representa una diferencia del 4,3% entre el mínimo y el máximo de las abundancias estimadas. Por su parte la diversidad osciló entre 2,472 y 2,525 (un 2,1%), la dominancia de Simpson entre 0,111 y 0,124 (un 11,0%), la riqueza de Margalef entre 4,973 y 5,001 (un 0,6%), la equitatividad entre 0,680 y 0,694 (un 2,1%) y el porcentaje EPT entre 40,08 y 44,37 (un 10,7%). El análisis estadístico de los resultados de los parámetros e índices calculados en cada estimación realizada determinó que la abundancia y la dominancia de Simpson fueron muy significativamente diferentes entre estimaciones ($P < 0,01$), mientras que la diversidad, la equitatividad y la riqueza de Margalef no diferían significativamente entre las distintas estimaciones realizadas ($P > 0,05$). Las abundancias absolutas de EPT tuvieron diferencias significativas entre las diferentes estimaciones hechas ($P < 0,05$).

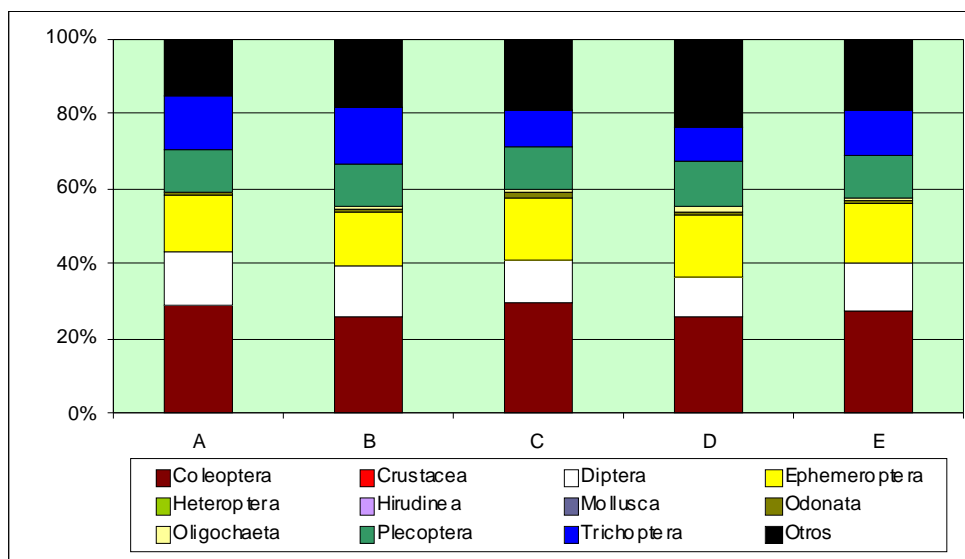


Figura 18. Estructura taxonómica hallada para las diferentes estimaciones hechas en la estación CEMAS 2024 (Río Subordán en Embún).

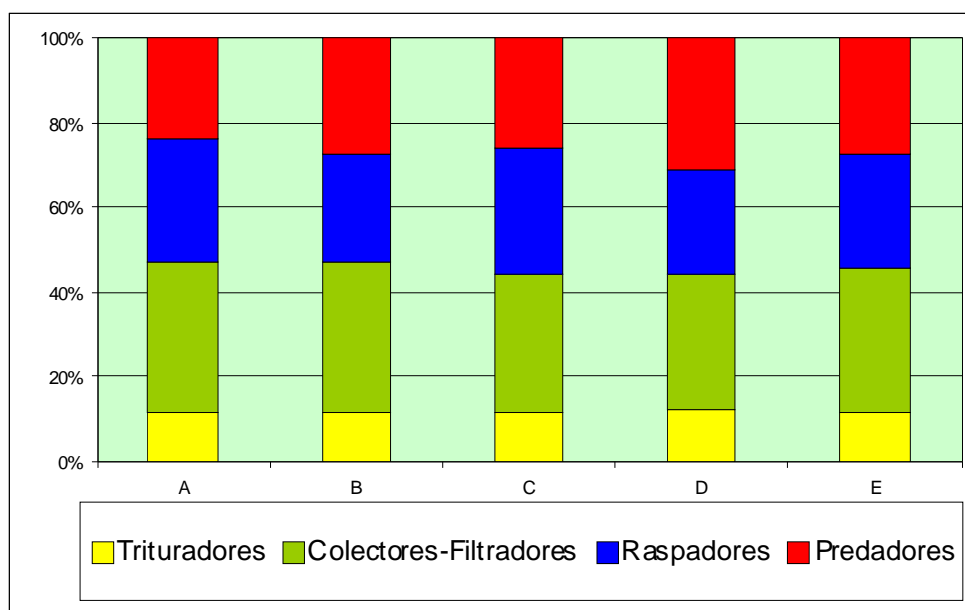


Figura 19. Estructura de grupos tróficos en las distintas estimaciones hechas en la estación CEMAS 2024 (Río Subordán en Embún).

Parámetro	Estimación				
	A	B	C	D	E
Abundancia (ATE)	1634	1638	1700	1704	1668
H'	2,477	2,472	2,517	2,525	2,522
D _s	0,124	0,119	0,115	0,111	0,116
R _M	5,001	4,999	4,974	4,973	4,987
E	0,681	0,680	0,692	0,694	0,693
EPT	44,37	40,11	44,18	40,08	42,21

Tabla XIII. Resultados de la variación de los diferentes parámetros e indicadores estimados para la CEMAS 1282 (Río Vero en Alquézar).

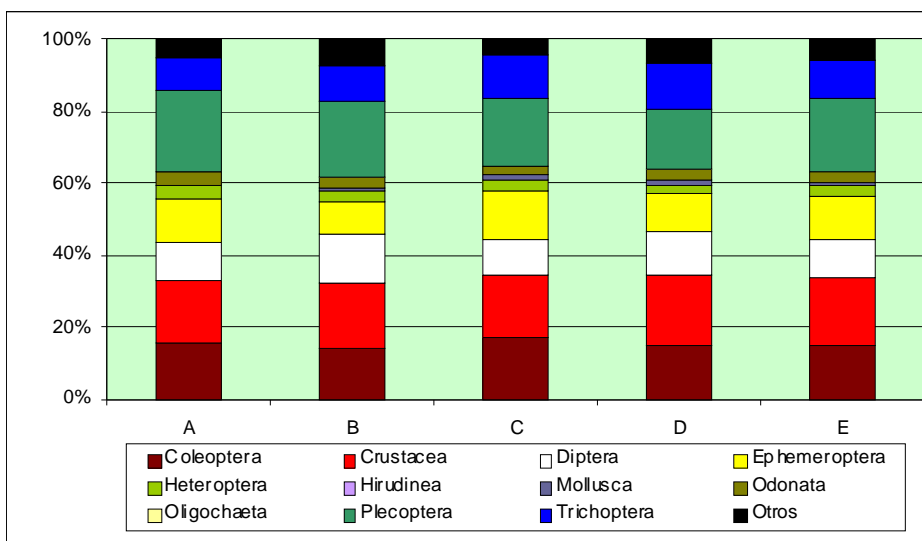


Figura 20. Estructura taxonómica hallada en las distintas estimaciones de la estación CEMAS 1282 (Río Vero en Alquézar).

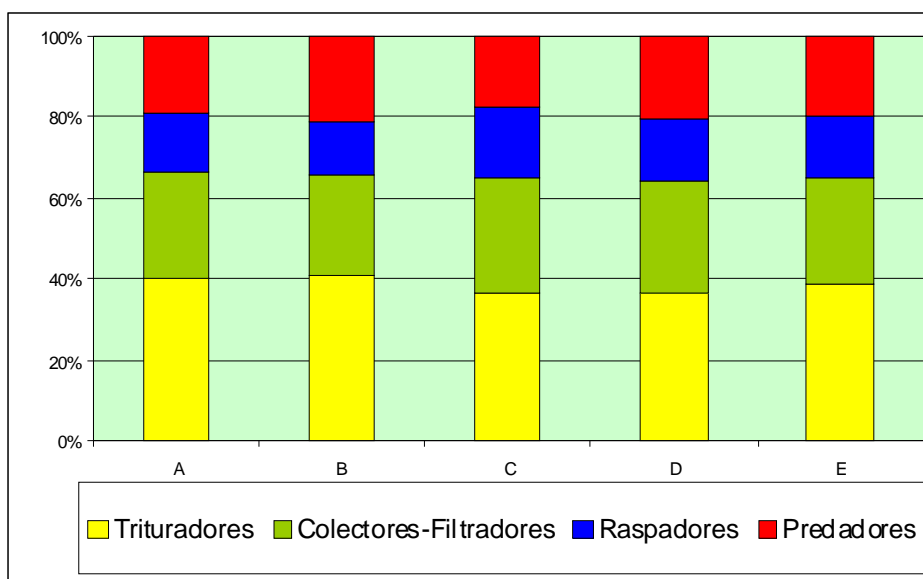


Figura 21. Estructura de grupos tróficos para las estimaciones realizadas en la estación CEMAS 1282 (Río Vero en Alquézar).

Al igual que ocurría en anteriores muestras, los valores del índice de similaridad de Morisita entre estimaciones de la estructura por taxones fueron altos (entre 0,970 y 0,993), ya que las abundancias relativas estimadas de taxones fueron similares (Fig. 20). En cambio, el análisis estadístico de abundancias absolutas estimadas encontró diferencias muy significativas entre estimaciones ($P < 0,01$). Igualmente, en el análisis por grupos tróficos las abundancias relativas resultaron ser semejantes al representarse gráficamente (Fig. 21), mientras que estadísticamente se observaron diferencias muy significativas ($P < 0,01$) entre las abundancias absolutas estimadas para dichos grupos tróficos.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El uso de un método que permita la estimación de una muestra de macroinvertebrados, ya sea mediante recuento de un número de organismos fijo o mediante el uso de alícuotas, supone realizar previamente un análisis del balance entre la precisión requerida y el coste que suponga (sobre todo en tiempo), de manera que se consiga reducir costes sin alterar seriamente los objetivos perseguidos (Resh y McElravy 1993). A tenor de los resultados observados en el presente estudio, el procedimiento utilizado en el laboratorio para estimar la composición (en abundancia y estructura taxonómica) de las muestras de macroinvertebrados tiene una eficacia diferente en función de los indicadores y parámetros que se calculen. Así, en la totalidad (o casi en la totalidad) de las muestras las estimaciones de la abundancia total, de la diversidad y de la dominancia de Simpson fueron al menos significativamente diferentes entre las diferentes estimaciones realizadas. También en la mayoría de las muestras analizadas los valores de equitatividad y del porcentaje de EPT (analizada según abundancias totales estimadas) fueron al menos significativamente diferentes entre las distintas estimaciones hechas. Solamente en el caso de la riqueza de Margalef se encontró que sus valores estimados no difirieron significativamente entre las distintas estimaciones que se llevaron a cabo en cada muestra.

Puesto que el protocolo de laboratorio implica que toda la muestra deba ser analizada de cara a anotar la presencia/ausencia de todos los taxones de macroinvertebrados, mientras que sólo una parte proporcional se cuantifica para estimar la abundancia y estructura, todos aquellos parámetros e índices que se basan en datos cualitativos (tales como los índices IBMWP, IASPT o el número total de taxones presentes) alcanzarían siempre idénticos valores, y no se verían afectados por el procedimiento de laboratorio. Sería posiblemente también esta razón la que hizo que la riqueza de Margalef se mantuviera en valores estadísticamente similares, ya que este índice es más dependiente de la variación del número de taxones que de la variación de la abundancia. Puesto que el número de taxones en todas las estimaciones es igual (se trata del número de taxones presentes en la muestra total), las variaciones que se observan en las estimaciones de este índice son por ello menores. El hecho de que el protocolo seguido implique analizar la muestra entera para comprobar presencias ausencias permite también que se puedan hallar organismos poco frecuentes, los cuales muchas veces aportan información muy valiosa sobre las variaciones en el medio y pueden permitir diferenciar estaciones de muestreo (Faith & Norris 1989, Walsh 1997).

En cambio la estimación de la abundancia absoluta de la muestra no fue adecuada, algo ya observado en anteriores trabajos sobre estimación de muestras de macroinvertebrados por

medio de alícuotas (Oscoz *et al.* 2006). Es por ello que aquellos índices que se puedan basar en abundancias absolutas o en los cuales la abundancia total sea un factor determinante podrían no tener una estimación suficientemente precisa, siendo por ello poco útiles en el estudio de muestras de macroinvertebrados aplicando este protocolo de laboratorio.

Los valores de similaridad entre las estimaciones de cada muestra fueron bastante altos de acuerdo al índice de Morisita (con valores por encima de 0,950 en todos los casos). Si bien este índice es el más recomendado para el estudio de la similaridad por verse menos afectado por el tamaño de la muestra y su diversidad (Wolda 1981; Krebs 1989), algunos autores indican que a veces puede sobrestimar la similaridad existente (Linton *et al.* 1981; Magurran 1988). Los valores de similaridad observados en este estudio se pueden considerar como muy buenos, ya que diferentes autores apuntan que valores en este índice por encima de 0,5-0,6 serían indicadores de una alta similaridad entre muestras (Zaret y Rand 1971; Brower y Zar 1977). Posiblemente esto se deba a que en el cálculo de este índice acabe teniendo bastante importancia la semejanza en la abundancia relativa estimada de taxones. En cambio por las diferencias halladas en la abundancia absoluta estimada, cuando dichos valores absolutos son aplicados a la estructura de taxones o grupos tróficos motivan que estadísticamente se hallen diferencias entre las diferentes estimaciones. Por ello se podría pensar que el uso de las abundancias relativas podría dar una idea bastante aproximada y útil de la estructura taxonómica o por grupos tróficos en la muestra analizada. Sin embargo hay que considerar que algunos índices basados en abundancias relativas (como son el índice de diversidad de Shannon y el de dominancia de Simpson) mostraron diferencias al menos significativas entre las diferentes estimaciones realizadas, lo que llevaría a pensar que podrían no obtenerse estimaciones suficientemente precisas o adecuadas.

Con los resultados hallados se podría considerar que la mayor parte de los indicadores analizados no podrían estimarse de manera suficientemente precisa con el protocolo realizado. Sólo los índices cualitativos basados en la presencia/ausencia de taxones o aquellos en los que el número de taxones es el componente más importante para su cálculo se pueden considerar que son estimados de manera precisa mediante el procedimiento de laboratorio seguido. También podría pensarse que la estimación de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados mediante abundancias relativas podría ser válida, de acuerdo a la similaridad hallada, aunque no se puede decir lo mismo de aquellos índices basados en abundancias relativas. Se podría valorar la posibilidad de utilizar otros métodos para la estimación de las muestras, como el análisis de un 25% de la muestra

complementado con la búsqueda de taxones raros el cual se ha visto que puede ser suficiente para estimar la estructura de la comunidad (Oscóz et al. 2006), sopesando el posible beneficio de tener estimaciones más precisas de algunos índices o indicadores contra el posible perjuicio de un previsible aumento en el tiempo requerido para el procesamiento de la muestra. Sin embargo, en primer lugar se debieran de dilucidar cuáles son los índices, indicadores y parámetros considerados como imprescindibles o necesarios para estos estudios y la precisión que se requeriría en ellos. En función de los objetivos marcados y de las necesidades existentes en cada tipo de estudio, los indicadores y la precisión requerida podrían ser diferentes, de manera que también el procedimiento de laboratorio para realizar la estimación podría ser distinto.

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.

BROWER J.E. y ZAR J.H., 1977. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown Co. Pub., Iowa. 192 pp.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO, 2005. *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.

FAITH D.P. y NORRIS R.H., 1989. Correlation of environmental variables with patterns of distribution and abundance of common and rare freshwater macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 50: 77-98.

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-CUÉLLAR 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.

KREBS C.J., 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.

LAMBERTI G.A., GREGORY S.V., ASHKENAS L.R., WILDMAN R.C. y MOOREK.M.S., 1991. Stream ecosystem recovery following a catastrophic debris flow. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 196-208.

LINTON L.R., DAVIES R.W. y WRONA F.J., 1981. Resource utilization indices: an assessment. *Journal of Animal Ecology*, 52: 283-292.

MAGURRAN A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.

MASTRANTUONO L., 1995. Composition and structure of the invertebrate fauna in littoral sandy shores of lake Bracciano (Central Italy) and water quality monitoring. *Limnetica*, 11: 17-27.

OSCOZ J., CAMPOS F. y ESCALA M.C., 2006. Utilidad de un método de alícuotas para el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos acuáticos. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)* 101 (1-4): 19-28.

POOLE R.W., 1974. *An introduction to quantitative ecology*. McGraw-Hill, New York.

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.

RESH V.H. y MCELRAVY E.P., 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. D.M. ROSENBERG y V.H. RESH, Eds., págs. 195-233. Chapman & Hall. New York.

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.

WALSH C.J., 1997. A multivariate method for determining optimal subsample size in the analysis of macroinvertebrate samples. *Marine and Freshwater Research*, 48: 241-248.

WOLDA H., 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, 50: 296-302

ZARET T.M. y RAND A.S., 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. *Ecology*, 52: 336-342.

ANEXO I - Abundancias absolutas y relativas de macroinvertebrados estimadas para cada muestra analizada

CEMAS 0101 – Río Aragón en Yesa

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Caenidae	1365	1385	1865	1885	1625	30,95	30,05	34,21	33,37	32,32
Chironomidae	1204	1164	1744	1704	1454	27,30	25,25	31,99	30,16	28,92
Hidracarina	463	703	423	663	563	10,50	15,25	7,76	11,74	11,20
Oligochaeta	282	242	342	302	292	6,39	5,25	6,27	5,35	5,81
Leuctridae	322	322	182	182	252	7,30	6,99	3,34	3,22	5,01
Hydroptilidae	122	182	282	342	232	2,77	3,95	5,17	6,05	4,61
Gammaridae	182	162	242	222	202	4,13	3,51	4,44	3,93	4,02
Polycentropodidae	202	162	142	102	152	4,58	3,51	2,61	1,81	3,02
Anomopoda	121	101	121	101	111	2,74	2,19	2,22	1,79	2,21
Stratiomyidae	61	80	21	40	50	1,38	1,74	0,39	0,71	0,99
Hydrobiidae	24	43	5	24	23	0,54	0,93	0,09	0,42	0,46
Ostracoda	20	20	20	20	20	0,45	0,43	0,37	0,35	0,40
Ancylidae	6	6	25	25	15	0,14	0,13	0,46	0,44	0,30
Gerridae	5	5	5	5	5	0,11	0,11	0,09	0,09	0,10
Limoniidae	4	4	4	4	4	0,09	0,09	0,07	0,07	0,08
Baetidae	3	3	3	3	3	0,07	0,07	0,06	0,05	0,06
Hydrometridae	3	3	3	3	3	0,07	0,07	0,06	0,05	0,06
Ceratopogonidae	2	2	2	2	2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
Corixidae	2	2	2	2	2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
Empididae	2	2	2	2	2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
Gyrinidae	2	2	2	2	2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
Pacifastacus	2	2	2	2	2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
Physidae	2	2	2	2	2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
Sphaeridae	2	2	2	2	2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
Athericidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Copepoda	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Dugesiiidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Ephemeraidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Hydrophilidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Leptoceridae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Libellulidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Nematoda	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

CEMAS 0647 – Río Arga en Peralta

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Chironomidae	3389	2829	3709	3149	3269	24,68	21,80	30,63	27,73	26,07
Hydropsychidae	3236	2464	2316	1544	2390	23,57	18,99	19,13	13,60	19,06
Corixidae	1160	1360	1300	1500	1330	8,45	10,48	10,74	13,21	10,61
Caenidae	1148	1268	1088	1208	1178	8,36	9,77	8,99	10,64	9,40
Baetidae	1145	1285	945	1085	1115	8,34	9,90	7,80	9,55	8,89
Polymitarcidae	986	1066	786	866	926	7,18	8,21	6,49	7,63	7,39
Gammaridae	802	762	482	442	622	5,84	5,87	3,98	3,89	4,96
Leptophlebiidae	642	682	422	462	552	4,68	5,26	3,49	4,07	4,40
Hidracarina	384	524	344	484	434	2,80	4,04	2,84	4,26	3,46
Ostracoda	242	222	203	183	212	1,76	1,71	1,68	1,61	1,69
Oligochaeta	161	121	141	101	131	1,17	0,93	1,16	0,89	1,04
Heptageniidae	121	101	61	41	81	0,88	0,78	0,50	0,36	0,65
Physidae	49	49	49	49	49	0,36	0,38	0,40	0,43	0,39
Glossiphoniidae	25	25	64	64	44	0,18	0,19	0,53	0,56	0,35
Empididae	21	40	21	40	30	0,15	0,31	0,17	0,35	0,24
Erpobdellidae	4	23	23	42	22	0,03	0,18	0,19	0,37	0,18
Ceratopogonidae	21	21	21	21	21	0,15	0,16	0,17	0,18	0,17
Leuctridae	41	2	41	2	21	0,30	0,02	0,34	0,02	0,17
Limoniidae	41	41	2	2	21	0,30	0,32	0,02	0,02	0,17
Dytiscidae	20	20	20	20	20	0,15	0,15	0,17	0,18	0,16
Nematoda	40	40	1	1	20	0,29	0,31	0,01	0,01	0,16
Hydroptilidae	3	3	22	22	12	0,02	0,02	0,18	0,19	0,10
Sphaeridae	20	1	20	1	10	0,15	0,01	0,17	0,01	0,08
Corbicula	8	8	8	8	8	0,06	0,06	0,07	0,07	0,06
Ancylidae	6	6	6	6	6	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05
Gerridae	6	6	6	6	6	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05
Asellidae	2	2	2	2	2	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
Atydae	2	2	2	2	2	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
Elmidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Hydrobiidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Polycentropodidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Psychomyiidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

CEMAS 1157 – Río Ebro en Mendavia

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Hydropsychidae	1709	1709	1989	1989	1849	19,61	24,03	20,14	24,04	21,77
Baetidae	2124	1164	2404	1444	1784	24,37	16,36	24,34	17,45	21,01
Gammaridae	1243	963	1623	1343	1293	14,26	13,54	16,43	16,23	15,23
Chironomidae	843	723	1103	983	913	9,67	10,16	11,17	11,88	10,75
Caenidae	624	404	564	344	484	7,16	5,68	5,71	4,16	5,70
Polymitarcidae	462	542	362	442	452	5,30	7,62	3,67	5,34	5,32
Heptageniidae	381	461	361	441	411	4,37	6,48	3,66	5,33	4,84
Hidracarina	422	262	481	321	371	4,84	3,68	4,87	3,88	4,37
Leptophlebiidae	422	282	422	282	352	4,84	3,96	4,27	3,41	4,15
Hydrobiidae	180	180	240	240	210	2,07	2,53	2,43	2,90	2,47
Hydroptilidae	91	71	151	131	111	1,04	1,00	1,53	1,58	1,31
Gerridae	104	84	104	84	94	1,19	1,18	1,05	1,02	1,11
Corixidae	44	104	44	104	74	0,50	1,46	0,45	1,26	0,87
Simuliidae	1	60	1	60	30	0,01	0,84	0,01	0,73	0,35
Empididae	2	41	2	41	21	0,02	0,58	0,02	0,50	0,25
Polycentropodidae	23	23	4	4	13	0,26	0,32	0,04	0,05	0,15
Potamanthidae	23	23	4	4	13	0,26	0,32	0,04	0,05	0,15
Atydae	2	2	2	2	2	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02
Lymnaeidae	2	2	2	2	2	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02
Neritidae	2	2	2	2	2	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02
Oligochaeta	2	2	2	2	2	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02
Ancylidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Calopterygidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Elmidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Erpobdellidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Leptoceridae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Limoniidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Ostracoda	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Sphaeriidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Tipulidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

CEMAS 0572 – Río Ega en Señorío de Arínzano

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Gammaridae	2400	1980	2053	1633	1992	51,36	47,65	49,73	45,24	48,56
Elmidae	576	556	593	573	576	12,33	13,38	14,37	15,87	14,04
Chironomidae	250	290	253	293	272	5,35	6,98	6,13	8,12	6,63
Psychomyiidae	256	236	263	243	250	5,48	5,68	6,37	6,73	6,09
Hydropsychidae	248	188	181	121	180	5,31	4,52	4,38	3,35	4,39
Hydroptilidae	234	94	217	77	154	5,01	2,26	5,26	2,13	3,75
Oligochaeta	114	174	101	161	137	2,44	4,19	2,45	4,46	3,34
Baetidae	108	188	61	141	121	2,31	4,52	1,48	3,91	2,95
Hydrobiidae	180	60	170	50	114	3,85	1,44	4,12	1,39	2,78
Polycentropodidae	23	103	32	112	68	0,49	2,48	0,78	3,10	1,66
Ancylidae	72	72	45	45	56	1,54	1,73	1,09	1,25	1,37
Limoniidae	49	89	23	63	54	1,05	2,14	0,56	1,75	1,32
Hidracarina	33	33	30	30	31	0,71	0,79	0,73	0,83	0,76
Empididae	60	41	21	2	28	1,28	0,99	0,51	0,06	0,68
Athericidae	16	16	23	23	20	0,34	0,39	0,56	0,64	0,49
Heptageniidae	25	6	25	6	15	0,53	0,14	0,61	0,17	0,37
Leuctridae	15	15	12	12	13	0,32	0,36	0,29	0,33	0,32
Leptoceridae	1	1	11	11	7	0,02	0,02	0,27	0,30	0,17
Gerridae	2	2	3	3	3	0,04	0,05	0,07	0,08	0,07
Rhyacophilidae	3	3	3	3	3	0,06	0,07	0,07	0,08	0,07
Caenidae	2	2	2	2	2	0,04	0,05	0,05	0,06	0,05
Calopterygidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
Coenagrionidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
Gomphidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
Lymnaeidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
Nematoda	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
Sialidae	1	1	1	1	1	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02

CEMAS 1350 – Río Huecha en Magallón

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Gammaridae	13422	12182	12582	11342	12382	82,61	80,00	83,17	80,40	81,59
Hydrobiidae	1253	1353	1253	1353	1303	7,71	8,89	8,28	9,59	8,59
Baetidae	284	324	184	224	254	1,75	2,13	1,22	1,59	1,67
Caenidae	241	281	221	261	251	1,48	1,85	1,46	1,85	1,65
Oligochaeta	283	263	183	163	223	1,74	1,73	1,21	1,16	1,47
Copepoda	202	202	202	202	202	1,24	1,33	1,34	1,43	1,33
Hydropsychidae	206	166	146	106	156	1,27	1,09	0,97	0,75	1,03
Chironomidae	122	142	122	142	132	0,75	0,93	0,81	1,01	0,87
Elmidae	82	62	82	62	72	0,50	0,41	0,54	0,44	0,47
Ostracoda	40	80	40	80	60	0,25	0,53	0,26	0,57	0,40
Heptageniidae	24	83	24	83	53	0,15	0,55	0,16	0,59	0,35
Ceratopogonidae	20	20	20	20	20	0,12	0,13	0,13	0,14	0,13
Ancylidae	10	10	29	29	19	0,06	0,07	0,19	0,21	0,13
Asellidae	22	22	3	3	12	0,14	0,14	0,02	0,02	0,08
Spongillidae	10	10	10	10	10	0,06	0,07	0,07	0,07	0,07
Neritidae	6	6	6	6	6	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Gerridae	5	5	5	5	5	0,03	0,03	0,03	0,04	0,03
Erpobdellidae	4	4	4	4	4	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03
Notonectidae	3	3	3	3	3	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Helophoridae	2	2	2	2	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Procambarus	2	2	2	2	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Hydroptilidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Muscidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Nematoda	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Psychodidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Tabanidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

CEMAS 0565 – Río Huerva en Fuente de la Junquera

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Physidae	6726	6246	7166	6686	6706	32,29	33,45	34,17	35,54	33,84
Chironomidae	6454	5594	6254	5394	5924	30,98	29,96	29,82	28,67	29,89
Oligochaeta	3688	3088	3568	2968	3328	17,70	16,54	17,01	15,78	16,79
Baetidae	3328	3068	3348	3088	3208	15,98	16,43	15,96	16,41	16,19
Hydrobiidae	342	362	382	402	372	1,64	1,94	1,82	2,14	1,88
Glossiphoniidae	43	82	83	122	82	0,21	0,44	0,40	0,65	0,41
Hydropsychidae	62	62	42	42	52	0,30	0,33	0,20	0,22	0,26
Hydra	40	40	40	40	40	0,19	0,21	0,19	0,21	0,20
Gammaridae	42	42	22	22	32	0,20	0,22	0,10	0,12	0,16
Lymnaeidae	21	21	2	2	11	0,10	0,11	0,01	0,01	0,06
Copepoda	20	1	20	1	10	0,10	0,01	0,10	0,01	0,05
Dolichopodidae	1	1	20	20	10	0,00	0,01	0,10	0,11	0,05
Ephydriidae	20	20	1	1	10	0,10	0,11	0,00	0,01	0,05
Simuliidae	20	20	1	1	10	0,10	0,11	0,00	0,01	0,05
Tipulidae	8	8	8	8	8	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Ancylidae	6	6	6	6	6	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Corixidae	6	6	6	6	6	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Hydroptilidae	2	2	2	2	2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Gerridae	1	1	1	1	1	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01
Muscidae	1	1	1	1	1	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01

CEMAS 2060 – Barranco La Violada Aguas Arriba de Zuera

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Baetidae	7028	6308	9068	8348	7688	76,87	71,80	77,24	73,34	74,94
Chironomidae	682	842	802	962	822	7,46	9,58	6,83	8,45	8,01
Hydrobiidae	520	600	580	660	590	5,69	6,83	4,94	5,80	5,75
Platycnemididae	381	461	421	501	441	4,17	5,25	3,59	4,40	4,30
Gammaridae	101	62	201	162	131	1,10	0,71	1,71	1,42	1,28
Ostracoda	81	181	81	181	131	0,89	2,06	0,69	1,59	1,28
Physidae	82	82	161	161	121	0,90	0,93	1,37	1,41	1,18
Caenidae	101	42	161	102	101	1,10	0,48	1,37	0,90	0,98
Simuliidae	81	101	101	121	101	0,89	1,15	0,86	1,06	0,98
Hydropsychidae	21	21	61	61	41	0,23	0,24	0,52	0,54	0,40
Ephydriidae	1	60	1	60	30	0,01	0,68	0,01	0,53	0,29
Muscidae	22	3	22	3	12	0,24	0,03	0,19	0,03	0,12
Notonectidae	3	3	22	22	12	0,03	0,03	0,19	0,19	0,12
Ancylidae	1	1	20	20	10	0,01	0,01	0,17	0,18	0,10
Hydroptilidae	20	1	20	1	10	0,22	0,01	0,17	0,01	0,10
Gerridae	3	3	3	3	3	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Haliplidae	3	3	3	3	3	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Corixidae	2	2	2	2	2	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Dytiscidae	2	2	2	2	2	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Elmidae	2	2	2	2	2	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Oligochaeta	2	2	2	2	2	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Dolichopodidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Empididae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Hydrophilidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Tipulidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

CEMAS 1422 – Río Salado en E.A. Esténoz

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Chironomidae	10859	9059	9679	7879	9369	87,64	85,39	91,23	89,24	88,32
Dytiscidae	1236	1216	816	796	1016	9,98	11,46	7,69	9,02	9,58
Hydrophilidae	228	228	88	88	158	1,84	2,15	0,83	1,00	1,49
Stratiomyidae	5	44	24	63	33	0,04	0,41	0,23	0,71	0,31
Dolichopodidae	61	61	2	2	31	0,49	0,57	0,02	0,02	0,29
Hydrobiidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

CEMAS 2024 – Río Subordán en Embún

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Elmidae	2608	2228	2248	1868	2238	27,56	24,32	28,59	24,70	26,30
Hidracarina	1445	1705	1525	1785	1615	15,27	18,61	19,40	23,60	18,98
Leuctridae	1042	1042	862	862	952	11,01	11,37	10,96	11,40	11,19
Hydropsychidae	1226	1206	606	586	906	12,96	13,16	7,71	7,75	10,65
Heptageniidae	902	802	922	822	862	9,53	8,75	11,73	10,87	10,13
Chironomidae	723	603	583	463	593	7,64	6,58	7,42	6,12	6,97
Baetidae	425	425	345	345	385	4,49	4,64	4,39	4,56	4,53
Athericidae	443	443	143	143	293	4,68	4,84	1,82	1,89	3,44
Limoniidae	82	161	82	161	121	0,87	1,76	1,04	2,13	1,42
Gyrinidae	101	62	81	42	71	1,07	0,68	1,03	0,56	0,83
Oligochaeta	24	63	64	103	63	0,25	0,69	0,81	1,36	0,74
Empididae	60	60	60	60	60	0,63	0,65	0,76	0,79	0,71
Hydroptilidae	61	61	41	41	51	0,64	0,67	0,52	0,54	0,60
Psychomyiidae	61	42	61	42	51	0,64	0,46	0,78	0,56	0,60
Perlidae	21	21	60	60	40	0,22	0,23	0,76	0,79	0,47
Leptophlebiidae	41	41	21	21	31	0,43	0,45	0,27	0,28	0,36
Tabanidae	25	25	25	25	25	0,26	0,27	0,32	0,33	0,29
Ephemerellidae	4	43	4	43	23	0,04	0,47	0,05	0,57	0,27
Gomphidae	22	22	22	22	22	0,23	0,24	0,28	0,29	0,26
Halplidae	42	42	3	3	22	0,44	0,46	0,04	0,04	0,26
Calopterygidae	20	20	20	20	20	0,21	0,22	0,25	0,26	0,24
Lepidostomatidae	20	20	20	20	20	0,21	0,22	0,25	0,26	0,24
Platycnemididae	40	1	40	1	20	0,42	0,01	0,51	0,01	0,24
Gerridae	4	4	4	4	4	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05
Rhyacophilidae	4	4	4	4	4	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05
Polycentropodidae	3	3	3	3	3	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04
Dugesidae	2	2	2	2	2	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02
Leptoceridae	2	2	2	2	2	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02
Caenidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Ceratopogonidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Corixidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Dryopidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Hydraenidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Potamanthidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Psychodidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Simuliidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Stratiomyidae	1	1	1	1	1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

CEMAS 1282 – Río Vero en Alquézar

Taxón	Abundancia absoluta estimada					Abundancia relativa estimada (%)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Leuctridae	377	350	311	284	331	23,07	21,37	18,29	16,67	19,84
Gammaridae	282	302	302	322	302	17,26	18,44	17,76	18,90	18,11
Elmidae	239	205	272	238	238	14,63	12,52	16,00	13,97	14,27
Hydropsychidae	139	139	193	193	166	8,51	8,49	11,35	11,33	9,95
Hidracarina	80	120	80	120	100	4,90	7,33	4,71	7,04	6,00
Caenidae	74	81	94	101	87	4,53	4,95	5,53	5,93	5,22
Chironomidae	70	110	50	90	80	4,28	6,72	2,94	5,28	4,80
Baetidae	74	54	74	54	64	4,53	3,30	4,35	3,17	3,84
Limoniidae	49	62	49	62	55	3,00	3,79	2,88	3,64	3,30
Gomphidae	45	45	32	32	39	2,75	2,75	1,88	1,88	2,34
Gerridae	34	46	27	39	36	2,08	2,81	1,59	2,29	2,16
Ceratopogonidae	28	22	42	36	32	1,71	1,34	2,47	2,11	1,92
Heptageniidae	48	8	54	14	31	2,94	0,49	3,18	0,82	1,86
Corixidae	22	3	22	3	12,5	1,35	0,18	1,29	0,18	0,75
Dytiscidae	9	15	9	15	12	0,55	0,92	0,53	0,88	0,72
Lymnaeidae	2	2	21	21	11,5	0,12	0,12	1,24	1,23	0,69
Athericidae	11	11	11	11	11	0,67	0,67	0,65	0,65	0,66
Leptoceridae	5	17	5	17	11	0,31	1,04	0,29	1,00	0,66
Ephemerelellidae	2	2	14	14	8	0,12	0,12	0,82	0,82	0,48
Aeschnidae	3	3	9	9	6	0,18	0,18	0,53	0,53	0,36
Platycnemididae	5	5	5	5	5	0,31	0,31	0,29	0,29	0,30
Naucoridae	7	7	1	1	4	0,43	0,43	0,06	0,06	0,24
Simuliidae	7	7	1	1	4	0,43	0,43	0,06	0,06	0,24
Dugesidae	3	3	3	3	3	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
Tipulidae	3	3	3	3	3	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
Empididae	2	2	2	2	2	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
Leptophlebiidae	2	2	2	2	2	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
Oligochaeta	2	2	2	2	2	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
Haliplidae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Helodidae / Scirtidae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Hydrometridae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Hydrophilidae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Hydroptilidae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Nepidae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Ostracoda	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Polycentropodidae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Psychomyiidae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Rhyacophilidae	1	1	1	1	1	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06