

Evaluación del estado ecológico del río Buñol a través del estudio de macroinvertebrados acuáticos

ALBA MARÍA HERNÁNDEZ NOVOA

RESUMEN

Se ha realizado el estudio del estado ecológico de las aguas del río Buñol a través de éstos índices biológicos con macroinvertebrados: IBMWP, IASPT, Número Taxa (S), EPT, Diversidad (H'), Equitatividad (E) y 1-GOLD.

Además del análisis de macroinvertebrados, se analizaron diferentes parámetros ambientales, y se evaluó la calidad del bosque de ribera mediante el índice QBR y el estado del hábitat fluvial mediante el índice IHF.

Para ello se han determinado 8 estaciones de muestreo que han sido visitadas durante el otoño de 2014 y la primavera de 2015. Se han medido 11 parámetros fisicoquímicos y 5 hidromorfológicos. En total se han contabilizado 43 familias de macroinvertebrados pertenecientes a 16 órdenes y a 4 filos.

Palabras clave: Macroinvertebrados, índices biológicos, estado ecológico, río Buñol.

ABSTRACT

It has made the study of the ecological status of the waters of the River Buñol through these biological indexes macroinvertebrates: IBMWP, IASPT, Taxa Number (S), EFA Diversity (H'), evenness (E) and 1-GOLD.

Besides the analysis of macroinvertebrates, different environmental parameters were analyzed, and the quality of the riparian forest by the QBR index and the status of river habitat by IHF index is evaluated.

This has been given eight sampling stations have been visited during the fall of 2014 and spring of 2015. We have measured 11 physicochemical parameters and 5 hydromorphological parameters. In total we have counted 43 families of macroinvertebrates belonging to 16 orders and 4 edges.

Key words: Macroinvertebrates, biological indexes, ecological status, Buñol river.

INTRODUCCIÓN

La calidad de las aguas de los cursos fluviales en el contexto de la Directiva Marco Del Agua (DMA)

La calidad del agua de los cursos fluviales en nuestro país ha aumentado considerablemente en los últimos años gracias al interés de las instituciones europeas en materia de medio ambiente y en concreto al caso de las masas de agua (Prat y Munné, 2014). No obstante, debido a la presión humana que se ejerce sobre los ecosistemas acuáticos siguen existiendo aspectos, como los vertidos de aguas residuales, las extracciones excesivas o las alteraciones morfológicas en los cauces, que hacen que las aguas españolas estén muy lejos de cumplir con los objetivos previstos por la Directiva Marco del Agua (en adelante, DMA) para el pasado año 2015 (European Commission, 2000).

La DMA dictó un calendario de plazos a cumplir en materia de gestión del agua que incluía entre otros que en diciembre de 2015 las aguas deberían alcanzar un buen estado ecológico. Haciendo referencia este término a "la abundancia de flora acuática y fauna piscícola, al contenido de nutrientes y a aspectos tales como la salinidad, la temperatura y la presencia de contaminantes químicos. Así mismo, se tienen en cuenta características morfológicas, como la can-

alidad de agua, el caudal, la profundidad y la estructura de los lechos fluviales."

La DMA clasifica el estado ecológico de las aguas superficiales en cinco categorías: excelente, bueno, aceptable, deficiente y malo. Dependiendo éstas de como la presión humana está afectando al estado de esas aguas.

Para definir el buen estado ecológico la DMA indica el proceso a seguir, que incluye esencialmente: (1) Realizar una tipología ecológica y una clasificación de las masas de agua (véase, como ejemplos de clasificación ecológica (Bonada *et al.* 2002a) o Munné y Prat, 2004), y (2) definir unas condiciones de referencia para cada tipo ecológico (Bonada *et al.*, 2002b).

El establecimiento de las condiciones de referencia es el punto crucial de todo el proceso, ya que son la base para los objetivos de protección del agua. A la hora de establecer la calidad de los ecosistemas y para conseguir el buen estado ecológico se contemplan componentes tanto biológicos como abióticos.

Los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores

En este estudio se utilizaron como indicadores biológicos a los macroinvertebrados acuáticos, que se definen

como un grupo de organismos con una medida superior a 0.5mm, visibles normalmente a ojo desnudo. Su utilidad como indicadores se ha documentado desde hace tiempo debido a sus características biológicas, distintas sensibilidades/tolerancias a la polución y facilidad en la identificación (Margalef, 1969; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor y Prat, 1992).

La utilización de métodos biológicos, a diferencia de los análisis químicos, permite detectar y evaluar la intensidad y la extensión de la contaminación, no solamente informando de la situación instantánea sino también a las condiciones anteriores al momento de la toma de muestra. Concretamente el uso de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad de las aguas de los ecosistemas (ríos, lagos o humedales) está generalizándose en todo el mundo por varias razones: Los macroinvertebrados acuáticos presentan distintas sensibilidades tanto a presiones físico-químicas (contaminación térmica, cambios en la química del agua, contaminación orgánica, eutrofización, metales etc.) como hidromorfológicas (cambios en la morfología y en el caudal).

Las especies más sensibles (más exigentes respecto de la calidad de las condiciones ambientales) presentan una respuesta más fácilmente identificable a la perturbación. En los estudios de estado ecológico de ríos inicialmente se utilizó el concepto de especie clave, aunque a medida que ha ido avanzando el conocimiento de la complejidad de los ecosistemas fluviales se ha pasado a estudiar desde una perspectiva de comunidad.

La utilización de índices biológicos basados en fórmulas matemáticas de fácil aplicación que resumen el estado ecológico del ecosistema acuático, permite de una manera eficaz estimar tanto la calidad como las condiciones en las que se encuentra dicho ecosistema (Pujante, 1993).

Cuando se trabaja con índices biológicos hay que tener en cuenta algunos aspectos: (1) Se debe comparar los resultados con un modelo, es decir, unas condiciones no alteradas, las que se llamarían condiciones de referencia y (2) muchos indicadores tienen una distribución regional y local, y por tanto los métodos pueden requerir una adecuación específica al lugar donde se quieran aplicar.

OBJETIVOS

- 1) Estudio del estado ecológico de las aguas del río Buñol y relacionarlo con los diferentes parámetros ambientales.
- 2) Evaluar los cambios de calidad de las aguas del río en la escala espacial a lo largo de su cauce y en la escala temporal debido a la marcada estacionalidad de los ríos mediterráneos.

METODOLOGÍA

Descripción del área de estudio

El Río Buñol es un pequeño curso fluvial de tercer orden en la jerarquía fluvial, es decir, afluente del Júcar en segunda instancia, desagua en el Magro, que a su vez lo hace en el Júcar. Está situado en la comarca de la Hoya de Buñol (Pro-

vincia de Valencia) concretamente, las aguas del río Buñol corren por los términos municipales de Siete aguas, Buñol, Alborache y Turís.

Tiene una longitud aproximada de 25 km y una cuenca de 194,8 km². El río nace en el término de Siete Aguas, en la fuente de la Vallesa, pero es en el puente de Carcalín, donde puede decirse que empiezan a correr las aguas de forma más o menos continua por el cauce, puesto que río arriba, éste permanece seco la mayor parte del año (Figura 1).

El régimen de avenidas del río viene definido por su carácter mediterráneo y al tratarse de una cuenca ubicada en las primeras alineaciones montañosas se que acentúa el carácter torrencial de las precipitaciones.

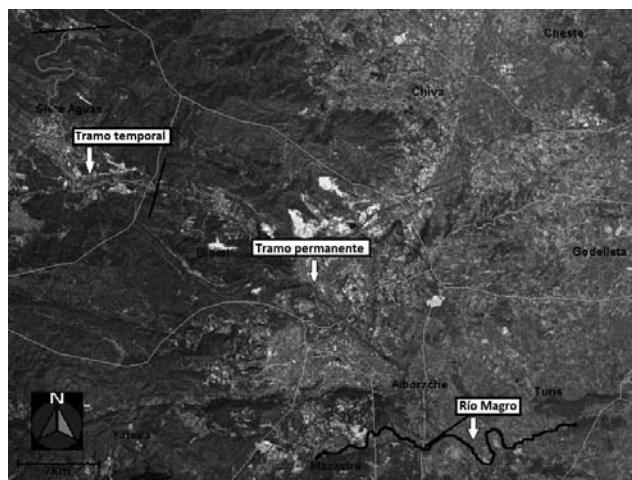


Figura 1: Diferenciación de los tramos temporal y permanente del Río Buñol. Fuente: Elaboración propia a partir de Visor Web Cartografía C.Valenciana.

Muestreo

Con el objetivo de recoger la mayor cantidad de información posible, se han elegido 8 estaciones de muestreo con diferentes características y se ha realizado en diferentes periodos del año para cubrir el ciclo biológico de los macroinvertebrados y abarcar toda la heterogeneidad temporal de los ríos mediterráneos. Estas estaciones se han situado en la ortofoto de la figura 2 a través de las coordenadas UTM que se tomaron in situ con el GPS y quedan relacionadas en la tabla 1.

Orden	Estación	UTM	Término municipal	Altitud (m)
1	Fte. Vallesa	30 S 680396 4375858	Siete Aguas	817
2	Fte. Papán	30 S 679503 4372387	Siete Aguas	686
3	Pte. Soldados	30 S 680971 4369461	Siete Aguas	624
4	Venta L'Home	30 S 683158 4369260	Buñol	587
5	Jarra	30 S 689127 4365469	Buñol	365
6	Molino Galán	30 S 691764 4363342	Alborache	294
7	Depuradora	30 S 692648 4362598	Alborache	250
8	Turís	30 S 695762 4359042	Turís	207

Tabla I: Situación de los puntos de muestro:

Durante el muestreo se determinaron una serie de parámetros físico-químicos in situ, a saber: pH, temperatura (°C), conductividad (µs/cm), niveles de oxígeno (concen-

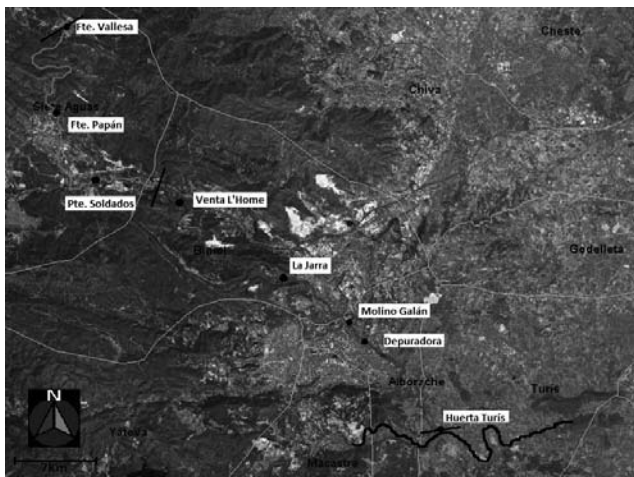


Figura 2: Situación UTM de los puntos de muestreo de la cuenca del Río Buñol. Fuente: Elaboración propia a partir de Visor Web Cartografía C. Valenciana.

tración en mg/L y porcentaje de saturación). Para ello se utilizaron conductímetros y pHmetros (HannaR), y un oxímetro Oxi 315i WTWR. Además se tomaron una serie de características ambientales: anchura y profundidad media del cauce, con el profundímetro y cinta métrica, velocidad relativa de la corriente, con el velocímetro. El caudal se calculó a posteriori partir de las medidas de velocidad, profundidad media y anchura del cauce.

Con la ayuda de fichas de campo se anotaron también todas las características relativas a vegetación de ribera y heterogeneidad del lecho para la determinación de los índices QBR e IFH respectivamente.

Recolección y estudio de los macroinvertebrados:

Para la recogida de macroinvertebrados se ha llevado a cabo un muestreo multihábitat, de acuerdo a la metodología propuesta por la DMA.

Con red de mano de 250 µ de luz, en cada estación se ha vadeado en función de los hábitats presentes en el tramo: zonas con corriente suave, corriente fuerte, sustrato duro, sustrato suave, vegetación acuática emergida, tanto dentro del río como en sus orillas, presencia de materia orgánica en descomposición, sustrato fino u otras condiciones que tiendan a favorecer la biodiversidad de organismos presentes en el tramo seleccionado. Las muestras tomadas se depositaron en botes de plástico con tapón de rosca y se fijaron en alcohol para su traslado al laboratorio.

Una vez en el laboratorio estas muestras son lavadas porque contienen una gran cantidad de materia orgánica y sustrato.

Posteriormente se procede a una primera separación de individuos mediante observación directa depositando las muestras en bandejas de laboratorio y se van trasladando los individuos a placas petri para la identificación a la lupa binocular (x4).

Para la determinación hasta nivel de familia de los organismos recolectados se han utilizado guías ilustradas (Puig, 1999; Tachet, 2001) y la ayuda de expertos.

Una vez realizada la identificación y el conteo se procede a transformar los datos de abundancias absolutas a abundancias relativas y estos valores son los que finalmente se introducen en el formulario del programa a informático MQBIR que va a determinar el valor de los índices biológicos.

Análisis de datos

En este estudio se va a hacer uso del programa MQBIR, para el uso del cual se ha requerido licencia desde la Universidad de Barcelona. Este programa permite calcular diferentes índices biológicos que evalúen la calidad del agua usando macroinvertebrados acuáticos.

Calcula métricas que requieren de datos tanto de tipo cualitativo como cuantitativo, fruto del análisis de intercalibración realizado por la comisión Europea entre diferentes metodologías y métricas usadas en los distintos países mediterráneos.

Índices de calidad

Éste es el índice de mayor representatividad para el área de estudio de éste trabajo es el **IBMWP** (“*Iberian Biomonitoring Working Party*”) (Alba-Tercedor *et al.*, 2002), una adaptación del sistema británico de puntuación BMWP’ (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Esta modificación se basa en la inclusión de éstas especies ausentes en el anterior método y a la asignación de un valor correspondiente según su grado de tolerancia a la contaminación, siendo la puntuación definitiva de cada muestra la suma de los valores correspondientes a cada familia.

Nivel de calidad	Valor IBMWP	Color representativo
Muy bueno	≥ 1	Azul
Bueno	0,61 – 1	Verde
Moderado	0,36 - 0,6	Amarillo
Deficiente	0,15 - 0,36	Naranja
Malo	≤0,15	Rojo

Tabla II: Categorías de calidad de agua para ríos mediterráneos de marcada estacionalidad.

También se determinará el IASP (que su valor corresponde al explicado anteriormente dividido por el número de taxones) número de taxa (S), el número de familias de efemerópteros, plecópteros y tricópteros (EPT), El índice de diversidad (H’), que refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa.

El índice de diversidad de Shannon (H’) (Shannon y Weaver, 1949) se define como:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Dónde:

S – número de especies (la riqueza de especies)

p_i – proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i): (n_i/N)

n_i – número de individuos de la especie i

N – número de todos los individuos de todas las especies

La equitatividad (E') que es el grado de igualdad de la distribución de la abundancia de, el valor máximo ocurre cuando todas las especies presentan la misma abundancia, y por último el 1- GOLD que corresponde a uno menos la abundancia relativa de gasterópodos, oligoquetos y dípteros. (Munné y Prat, 2009).

La aplicación del índice de calidad del bosque de ribera, QBR (Munné *et al.*, 1998) permite evaluar el estado de conservación de la vegetación de ribera. La facilidad de cálculo y la escasa especialización taxonómica necesaria para su aplicación lo hacen muy adecuado para técnicos no especializados. La vegetación es un elemento estructural de gran importancia para determinar las características espaciales de los ecosistemas, y además condiciona la fauna y la estructura del paisaje.

Nivel de calidad	Valor QBR	Color representativo
Muy bueno	≥95	Azul
Bueno	75-95	Verde
Moderado	55-70	Amarillo
Deficiente	30-50	Naranja
Malo	≤25	Rojo

Tabla III: Categorías de calidad de bosque de ribera.

El índice IHF propuesto por Pardo *et al.* (2002) es un índice que evalúa la heterogeneidad ambiental o la diversidad de hábitats fluviales. La valoración de la diversidad de hábitats es, además, esencial para interpretar adecuadamente otros indicadores fundamentales en la determinación del estado ecológico, como son los elementos de calidad biológica. Así, cuando de forma natural los ríos presentan una baja diversidad de substratos y por consiguiente también de hábitats disponibles para la flora o la fauna acuáticas, las comunidades biológicas pueden estar empobrecidas sin que haya ninguna causa antrópica.

Valor IHF	Nivel de calidad
>60	Hábitat adecuado
40-60	Hábitat con algunas limitaciones
<40	Hábitat que puede limitar la presencia de especies

Tabla IV: Categorías de hábitat fluvial.

Fisicoquímica del agua:

Además de los parámetros tomados in situ se recogió una muestra de agua para su posterior análisis en el laboratorio, las muestras se almacenaron en un congelador (-20°C) hasta que se realizaron los análisis químicos.

En el laboratorio se determinaron la concentración de nitritos, nitratos, amonio, fosfatos y alcalinidad.

Para la determinación de fosfatos se ha hecho uso de los kits Viscolor® que están basados en métodos químico-analíticos del tipo colorimetría visual y análisis volumétrico, éstos se midieron realizando análisis fotométricos mediante la absorbancia calculada por el fotómetro de filtros.

Para la determinación de la alcalinidad, fosfatos y amonio se han utilizado test volumétricos y colorimétricos comerciales de la marca Aquamerck®.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Índices de Calidad

IBMWP

Como se explica en el apartado de metodología para la determinación de los índices biológicos se ha hecho uso de el programa MAQBIR, todas las métricas se calcularon respecto a la referencia (EQR), que es el cociente entre el valor medido del índice y la condición de referencia. Los valores que se reflejan en este trabajo corresponden al EQR.

En el caso del índice IBMWP se ha calculado en base a dos criterios:

El del propio programa MAQBIR, que corresponde a los datos de la Agencia Catalana del Agua para un río de estas características: río pequeño de altitud moderada y marcada estacionalidad. Y en base a los criterios para ríos calcáreos temporales mediterráneos de Alba-Tercedor *et al.* (2002), que también describe las características del río de estudio.

Se obtienen clases de calidad inferiores según los criterios de MAQBIR porque tiene unas condiciones de referencia más altas y por tanto un sigue un criterio más restrictivo.

En la Figura 3 se representan en un gráfico de barras los resultados del EQR-IBMWP en ambas estaciones, que como se observa son, en general, ligeramente superiores en otoño, menos en el caso de la depuradora que es mínimamente superior en primavera.

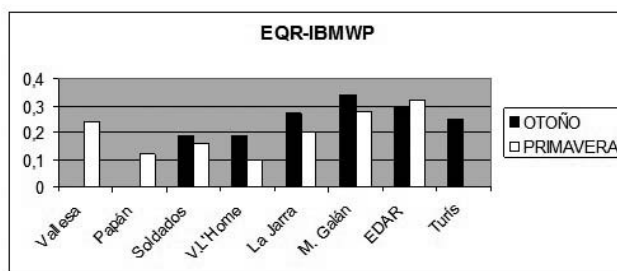


Figura 3: Representación gráfica valores EQR-IBMWP según (Alba-Tercedor *et al.*, 2002).

En las figuras 4 y 5 se sitúan sobre ortofoto los puntos de muestreo con la clasificación según el nivel de calidad obtenido en ambas estaciones.

Los puntos en blanco corresponden a las estaciones de las que no se disponen de datos. En la campaña de otoño (figura 4) Los valores oscilan entre 0,76 y 0,42. Por orden de puntuación descendente tenemos Molino Galán con 0,76 y Depuradora con 0,66 que se clasificarían como aguas de clase II con una calidad del agua aceptable que evidencia algunos signos de contaminación. Por debajo encontramos la Jarra con un 0,6, Turís con 0,55, Venta L'Home con 0,43 y Soldados con 0,42, las que corresponden a unas aguas de clase III, es decir, de dudosa calidad o aguas contaminadas.

Como se observa, existe una oscilación de los valores, se dan valores más bajos en el tramo de cabecera, ascendiendo en el tramo medio del río y volviendo a bajar en el tramo bajo.

En la campaña de primavera los valores del EQR-IBMWP son en general más bajos, oscilando entre el 0,71 y

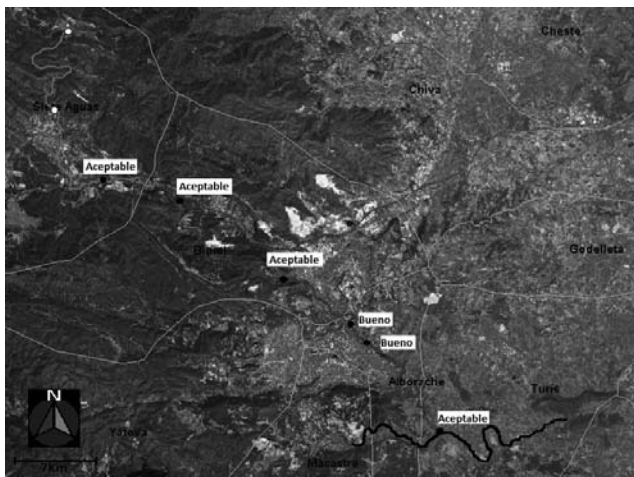


Figura 4: Representación puntos de muestreo por nivel de calidad EQR-IBMWP para otoño.

el 0,22. Se mantiene con buena calidad Molino Galán, con 0,64 y asciende el valor del agua de la Depuradora siendo el valor máximo de este muestreo, 0,71 situándose así las dos dentro de la clase II, aguas de calidad aceptable, con algunos efectos de contaminación. Fuente de la Vallesa, la Jarra y Soldados obtienen 0,54, 0,45 y 0,36 respectivamente, se mantienen dentro de las aguas de clase III, aguas de dudosa calidad o contaminadas pero la Fuente del Papán y Venta L'Home bajan un nivel su calidad con una puntuación de 0,26 y 0,22 respectivamente situándose en un nivel de calidad IV, de alteración importante o mala calidad.

Se observa el mismo patrón de oscilación de los valores que en otoño, en esta época del año se ha podido muestrear en el nacimiento y el valor es inferior de el de puntos en el tramo bajo del río, lo que es un comportamiento anómalo, pues cabría esperar mejores calidades aguas arriba.

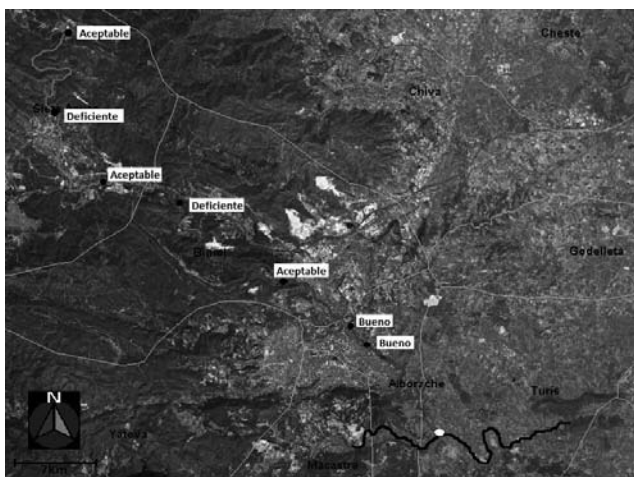


Figura 5: Representación puntos de muestreo por nivel de calidad EQR-IBMWP para primavera.

Índice QBR

Aunque se estima este índice para ambas estaciones del año, no sufre cambios en sus valores. Como se observa en la figura 6 la estación mejor valorada fue la Jarra, con una

puntuación de 85 Le sigue Molino Galán con 84 y Vallesa y Depuradora que obtuvieron 77.

Todas ellas se encuentran en un nivel de calidad bueno que se categorizan como bosque ligeramente perturbado. Seguidos de Papán con 70, que estaría en el límite entre una categoría buena, como las anteriores, o moderada como las siguientes. Molino Galán con 69 y Soldados con 64 que se sitúan en un nivel de calidad moderado, lo que indica un bosque de ribera con inicio de alteración importante y por último, la peor valorada fue Turís con 25, que corresponden a una categoría deficiente, con un nivel de degradación extrema.

Las diferentes valoraciones de QBR se deben a las características particulares de cada punto de muestreo y se enfocan hacia el grado de alteración de los bosques de ribera. En algunas estaciones se observa una conversión del bosque de ribera en una zona recreativa, donde las especies autóctonas han sido sustituidas por plataneras (*Platanus hispanica*) o por grandes árboles para dotar las zonas de sombra como los chopos (*Populus alba*).

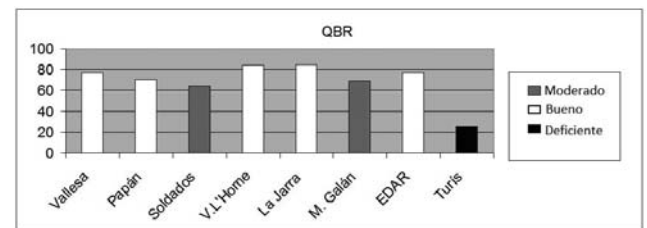


Figura 6: Representación Valores QBR conjuntamente para otoño y primavera.

Índice IHF

Al igual que con el QBR los valores asignados a estos índices no sufren variaciones interestacionales. Esta valoración se lleva a cabo sobre el estudio de ciertas características como: la frecuencia de rápidos, composición del sustrato y naturaleza de las partículas, regimenes de velocidad y profundidad, etc.. En este caso la estación mejor valorada ha sido Soldados, con un valor de 69, a continuación, por orden de puntuación encontramos la estación de Molino Galán con 63, La Jarra con 62, la Depuradora con 61 y Venta L'Home con 60. Todas estas estaciones según los criterios del IHF gozan de un hábitat adecuado. Por debajo de estos niveles se sitúan La Vallesa y Papán con un 53, categoría que se considera como hábitat con algunas limitaciones y Turís con 25 que se clasifica como un hábitat inadecuado que puede limitar la presencia de algunas especies.

Diversidad, Equitatividad y Número de Taxa

La riqueza faunística recolectada en la cuenca del río Buñol está representada por numerosos macroinvertebrados. La identificación de los mismos se ha realizado taxonómicamente a nivel de familia y tentativamente se ha clasificado alguna especie (ver conclusión).

Se identificó un total de 3727 ejemplares, pertenecientes a 43 familias, distribuidas en 16 órdenes y 4 filos (Tabla 1 Anexo).

Nuestros datos revelan una riqueza promedio de 10 taxones por muestra y una abundancia promedio de 286 individuos por muestra. En las figuras 7 y 8 Se muestran los datos referentes a otoño y primavera respectivamente.

La muestra que presentó mayor número de taxones fue la tomada en el efluente de la depuradora en ambas estaciones y en caso de otoño la muestra de Molino Galán la iguala. Sin embargo la mayor equitatividad (grado de igualdad de la distribución de la abundancia) y mayor diversidad (en base a la abundancia relativa y el número de taxa) la presentan la muestra de Venta L'Home en otoño y la muestra de la Vallesa en primavera.

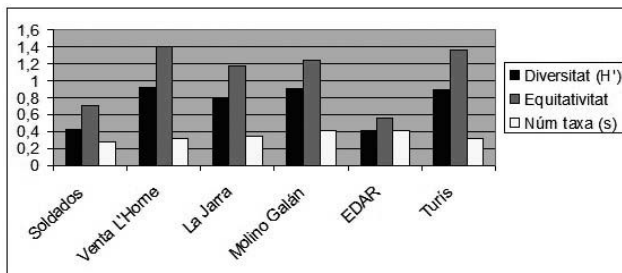


Figura 7: Representación EQR- H', EQR-E, EQR-S datos de otoño.

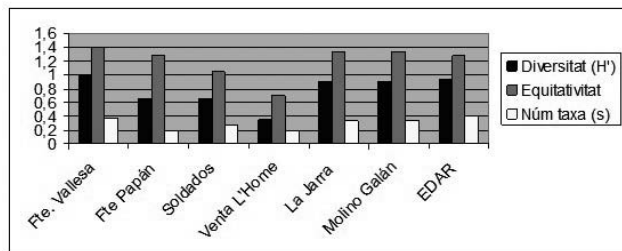


Figura 8: Representación EQR- H', EQR-E, EQR-S datos de primavera.

IASPT, ETP Y 1-GOLD

Estos índices se han representado en las figuras 9 y 10 para otoño y primavera respectivamente. Como se observa en IASPT está altamente correlacionado con el IBMWP, los valores obtenidos de R² son 0,57 para otoño y 0,76 para primavera. Este índice refleja el valor medio de los taxones, de forma que su valor será mayor en las zonas con aguas de mejor calidad. Tiene la ventaja de ser menos sensible que el IBMWP al esfuerzo y la técnica de muestreo, así como a la variación estacional, teniendo por ello una menor dependencia del número de taxones capturados.

En el caso de otoño EPT también está estrechamente relacionado con IBMWP (R²=0,627), ya que el valor del EPT viene determinado por la presencia de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros que son órdenes taxonómicos a los que en general a sus familias se les asignan valores altos en la determinación del IBMWP, pero el caso de primavera se obtiene una baja correlación (R²=0,309). Aunque estos órdenes se caracterizan por ser intolerantes a la contaminación por lo que su número global disminuye con el aumento de esta, no todos responden de igual manera, especies in-

tolerantes pueden ser sustituidas por otras más tolerantes, igualando el número.

En el caso de el índice 1-GOLD no se relaciona de una forma directa con el IBMWP, ni con ninguno de los anteriores, los resultados de R² son 0,13 para otoño y 0,036 para primavera, por lo que nos otorga una información diferente a cerca de la muestra. El valor de este índice es el resultado de calcular: 1-abundancias relativas de gasterópodos, oligoquetos y dípteros. Este índice alcanza su valor máximo en otoño en Turís, En general, estos órdenes se asocian a lugares con mucha vegetación acuática y materia orgánica en descomposición, por lo que estarán presentes a bajas concentraciones de oxígeno disuelto, en especial los gasterópodos se presentan en aguas con abundante carbonato cálcico disponible, necesario para la construcción de su concha, por lo que se consideran indicadores de aguas duras y alcalinas.

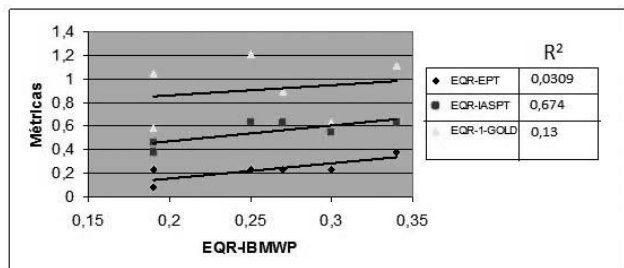


Figura 9: Correlaciones EQR-EPR, EQR-IASPT, EQR-1-GOLD CON EQR-IBMWP para otoño.

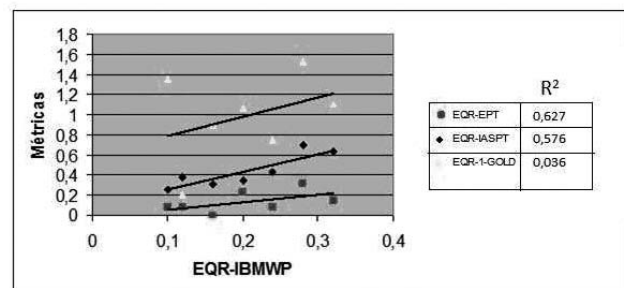


Figura 10: Correlaciones EQR-EPR, EQR-IASPT, EQR-1-GOLD CON EQR-IBMWP para primavera.

Parámetros ambientales

En la Tabla II del Anexo se presentan los resultados obtenidos de los diferentes análisis realizados para cada punto de muestreo en la campaña de otoño, así como un resumen del conjunto de los datos. Se observa una gran variabilidad de la temperatura de agua.

Venta L'Home y la Jarra son dos estaciones contiguas con una considerable diferencia de temperatura (6,6°C), si bien también existe una notable diferencia de altura (222 m).

En general, no existen grandes anchuras ni profundidades del cauce, variando entre 1,1 y 5,5 m y 12 y 48 cm respectivamente. La estación que registra un mayor caudal, es La Jarra con 1,65 m³/s y la menor Soldados con 0,05 m³/s. Aunque cabe advertir, sin embargo, que como corresponde a un río mediterráneo de marcada estacionalidad los valores

de anchura y caudal pueden variar mucho, tanto interanualmente como estacionalmente, por la naturaleza de las precipitaciones y la demanda humana.

En cuanto a la oxigenación del cauce la mayoría de los puntos están bien oxigenados, obteniéndose en la Jarra un valor del 103% de saturación de oxígeno. Se observaron presencia de bancos de peces durante el muestro, lo que confirma una buena oxigenación del agua. Por el contrario en Turís se obtiene el valor más bajo con el 43% de saturación, que se relaciona con la eutrofización presente en la zona. Las concentraciones de oxígeno pueden variar en un mismo punto durante el día, ya que se relacionan con la temperatura. Aguas más cálidas son capaces de disolver menores cantidades de oxígeno. (Margalef, 1983).

Los valores de pH no sufren apenas variaciones entre estaciones de muestro, rondando el 8 y otorgándole un carácter un tanto básico al agua del río. De lo mismo nos informan los datos de alcalinidad, con unos valores muy similares entre ellos. Esto se debe a la presencia de iones carbonato y bicarbonato presentes en el agua por tratarse de una zona generalmente caliza.

En la salinidad, en cambio si se producen fluctuaciones entre puntos de muestro. El valor que más se repite está entorno a 45 ppt, en Soldados, Venta L'Home y Molino Galán, siendo un poco superior en la Depuradora. El valor mínimo se da en la Jarra, 0,35 ppt y el máximo en Turís con 0,61ppt. Todas se encuentran dentro de los valores normales para agua dulce.

La conductividad eléctrica, es indicadora de la cantidad de solutos disueltos en agua. Aquí sigue una tendencia al alza durante el curso del río con valores entre 606 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el nacimiento y 959 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el último punto antes unirse con el Magro. Pero los valores observados son los habituales en ríos de zonas calcáreas (500 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Prat, 1979).

La concentración de nitritos y nitratos obtenida en todos los puntos es menor a 0,05 mg/L, el nivel de detección del kit utilizado.

En cuanto a los fosfatos no siguen ninguna tendencia a lo largo del cauce del río, pero es en la mayoría de los puntos muy superior a los niveles normales de referencia que se establecen para otoño en ríos mediterráneos de estas características [0,045 - 0,114mg/L]. (Sánchez-Montoya, M.M., et al 2012), únicamente entra dentro de los rangos normales La Jarra (101mg/L), alcanzándose un valor de 0,519 mg/L en Soldados.

El amonio se mantiene constante en todos los puntos con 0,05 mg/L (mínimo detectable con el kit de determinación) y pasa a ser un poco mayor, 0,1 mg/L en el punto de Venta L'Home, también superan estos valores los normales de referencia establecidos por Sánchez Montoya, M.M.(2012), [0,016-0,019]. Valores altos en estas variables se relacionan con focos de contaminación, que aún siendo éstos muy difusos se puede establecer una relación directa con la presencia de cultivos y urbanizaciones sin canalizaciones de las aguas residuales, ya que presenta unos valores más altos cerca de Venta Mina y Venta Quemada.

En la Tabla III del Anexo se reflejan los resultados obtenidos en los diferentes análisis correspondientes a la campaña de muestro de primavera. La temperatura en este caso, sigue el mismo patrón que en otoño, más bajas en los puntos más altos, pero con una diferencia de 2,3 °C de media que relacionamos con la diferencia de altura y la temperatura ambiente del momento. Con respecto a la anchura y profundidad, no varía sustancialmente con respecto al otoño, pero el caudal arroja datos en general menores.

La concentración de oxígeno ha disminuido en todos los puntos en primavera y especialmente en Venta L'Home pasando de un 93,1 % en otoño a un 30%. El punto que se tomó después de la EDAR también ha bajado considerablemente (74% en otoño y 22,8 en primavera). Tanto la concentración de oxígeno disuelto como el porcentaje de saturación pueden sufrir variaciones importantes en un mismo día (Margalef, 1983).

El pH se mantiene entorno al 8 excepto en el nacimiento donde es neutro, los valores de alcalinidad, siguen la misma pauta con un rango entre 274,5 y 451,5 mg/L.

La conductividad tiende a aumentar en los primeros 4 puntos de muestro, tendencia normal si asumimos que el agua a su paso cada vez recoge mas solutos en su cauce y es en el quinto punto, en la Jarra, donde sufre una bajada importante, que atribuimos a una mayor disolución de estos por ser una masa de agua mayor a las anteriores. El valor más alto se recoge tras el effluente de la EDAR, los valores oscilan entre 510 y 890 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valores normales en ríos de zonas calcáreas (500 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Prat, 1979).

Los mínimos registrados en salinidad son; en el nacimiento (0,33ppt) y en la fuente del Papán (0,26ppt), puntos en los que no se pudieron coger datos en otoño. Los valores de salinidad aumentan respecto a la campaña de otoño en Soldados (0,51ppt) y Venta L'Home (0,52ppt) manteniéndose constantes en el resto de puntos. Todas se sitúan dentro de los valores normales para agua dulce.

En cuanto a los nitritos y nitratos, en esta campaña de muestro sí se han registrado datos. Se hallaron nitritos, en el límite de la concentración apreciable (0,05 mg/L), en las estaciones de Soldados, Venta L'Home y Molino Galán. Se detectó la presencia de nitratos en los mismos puntos (0,1mg/L) y con una concentración menor en la EDAR (0,05 mg/L), valores por encima de los normales de referencia para río de éstas características (ver Tabla IV A).

Estos son indicadores de contaminación del agua. Las fuentes son muy difusas, pero el denominador común de estos puntos la presencia de urbanizaciones o campos de cultivo cercanos, las posibles causas: (fertilizantes nitrogenados, vertidos sin depurar, etc...).

Los valores de fosfatos mantienen la misma tendencia que en otoño (mayores en los puntos antropizados) aunque con una ligera disminución, el mínimo valor se da en el nacimiento con 0,13 mg/L y supera con creces el mínimo normal establecido para ríos similares en la primavera: [0,040,05mg/L].

El amonio, en este caso, se mantienen igual que en otoño en Venta L'Home y Molino Galán y ascienden en Soldados, La Jarra y en la Depuradora, superando también los valores normales de referencia.

CONCLUSIONES

El estado general de las aguas del río Buñol es aceptable, siendo el estado moderado (clase de agua III o aguas con evidentes signos de contaminación) el valor que más se repite en ambas estaciones. En relación a la variación estacional, se observa una significativa disminución de la calidad del agua en primavera en todos los puntos estudiados. Lo que es un resultado anómalo, pues cabría esperar lo contrario, ya que es en primavera cuando se inicia el ciclo reproductivo de la mayoría de las especies, lo cual viene reflejado en el aumento tanto en número de taxones como de individuos. Estos resultados podrían deberse a otros factores que pueden alterar la composición de las comunidades de macroinvertebrados, como por ejemplo el aumento del caudal del río en época de lluvias, ya que la campaña de muestreo se realizó pocos días después de unas lluvias torrenciales. Al incrementarse el caudal, se produce un arrastre de los individuos, que provoca la desorganización y disminución de la comunidad.

Respecto al gradiente altitudinal se observan valores más bajos de calidad en la cabecera y en el primer tramo del río, además de en la última estación, Turís, que es la más contaminada. Ante estos datos cabría plantearse la siguiente cuestión:

Que el río que se estudia abarca dos tipologías: un primer tramo temporal y un segundo tramo permanente; en las tablas II A y III A se reflejan los datos de EQR-IBMWP calculados para todos los puntos de muestreo en base a los criterios de la Agencia Catalana del Agua que facilita el programa MAQBIR para ríos pequeños, de altitud moderada y marcada estacionalidad. Mientras que en la figura 3, que es la que se ha tomado en consideración en este estudio y que se han representado gráficamente sus valores, se reflejan los datos de EQR-IBMWP calculados para todos los puntos de muestreo en base a los criterios de referencia que establece Alba-Tercedor *et al.* (2002) para ríos temporales mediterráneos.

El primero de los criterios es más restrictivo que el segundo y calculando los valores de EQR-IBMWP para todos los puntos en base a la misma referencia se puede estar subestimando en un caso y sobreestimando en otro.

A fin de comprobar esta cuestión se reflejan en la tabla V los nuevos valores para los puntos estudiados considerado el primer tramo del río como temporal mediterráneo y el segundo tramo como tramo medio-bajo de río calcáreo mediterráneo en base a los valores de Alba Tercedor, (2002):

De este modo se obtiene unos valores de EQR-IBMWP más bajos en el tramo permanente y superiores para el tramo temporal, las clases de calidad cambian siendo ahora (figura 11), aceptable (clase de agua III o con signos evidentes de contaminación) para Vallesa, Soldados, la Jarra, Molino Galán, Depuradora y Turís y deficiente (clase de agua IV o agua muy contaminada) para Fuente del Papán y

Venta L'Home, obteniéndose las mismas clases de calidad en ambas campañas. La única estación con variación inestacional en este caso sería la Jarra que en otoño obtiene un estado de calidad de agua aceptable en otoño y desciende a deficiente en primavera.

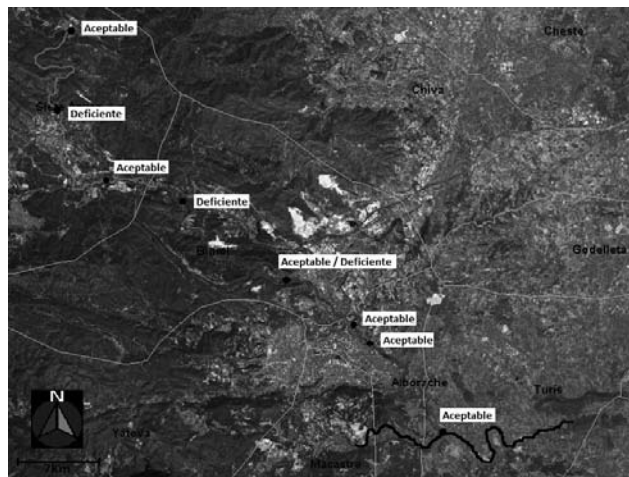


Figura 11: Representación puntos de muestreo por nivel de calidad EQR-IBMWP para ambas campañas.

Cabe señalar que la clasificación de la tipología del río es crucial a la hora de hacer los estudios de estado ecológico. Existe multitud de bibliografía referente a la clasificación de las aguas fluviales. Los valores de referencia para las distintas tipologías y la acotación de éstas están en continua revisión y especialmente el caso de los ríos mediterráneos, que es objeto de investigación actual. (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009; 2012)

Hay que considerar también que coincide el primer tramo del río con la concentración de viviendas dispersas y pequeñas urbanizaciones que se han asentado próximos al cauce y a diferencia de las viviendas de los núcleos de población como Siete Aguas, Buñol o Alborache no disponen de canalización de aguas residuales llevar a depuración y en su lugar las aguas residuales se concentran en pozos ciegos que directa o indirectamente van a parar al río.

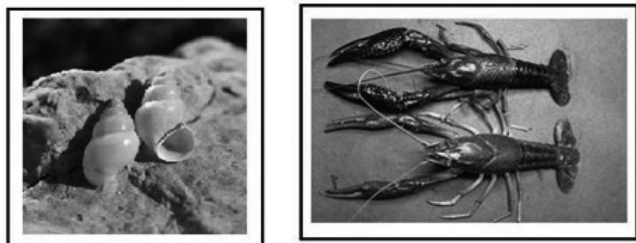
Esto explicaría en gran medida la relación de los puntos Soldados y Venta L'Home con los principales contaminantes (nitritos, nitratos, amonio y fosfatos).

Por un lado la metodología de muestreo de macroinvertebrados es relativamente fácil y de bajo costo, lo que la hace una buena alternativa para estudios de este tipo, además permite una evaluación rápida y por otro trabajar con el índice IBMWP es muy útil, pues permite mostrar la variación temporal y espacial de la calidad del agua y una clara interpretación de los resultados. Además es rápido y para su determinación la clasificación a nivel de familia es suficiente y no es necesaria la resolución taxonómica a un nivel

EQR-IBMWP								
	Vallesa	Papán	Soldados	V. L'Home	La Jarra	M. Galán	Depuradora	Turís
OTOÑO	#	#	0,42	0,43	0,47	0,59	0,52	0,43
PRIMAVERA	0,54	0,26	0,36	0,22	0,35	0,5	0,55	#

Tabla V: Valores EQR-IBMWP diferenciando tramo temporal y permanente.

de detalle. Algunos especímenes se han podido identificar a mayor resolución, encontrándose especies exóticas (*Potamopyrgus antipodarum* y *Procambarus clarkii*) (figuras 12 y 13) y endémicas (*Melanopsis doufiori*) (figura 14 y 15).



Figuras 12 y 13: *Potamopyrgus antipodarum* y *Procambarus clarkii*, respectivamente. Fuente: www.asturnatura.com.



Figuras 15 y 16: *Melanopsis doufiori*. Fuente: <http://www.albufera.com>.

Se han obtenido valores más bajos de calidad respecto del índice EQR-IBMWP en la campaña de primavera que en la de otoño, atribuyendo los resultados al posible efecto que tuvieron unas lluvias torrenciales que dieron lugar antes de la campaña de muestreo y que pudieron ejercer efecto lavado sobre las aguas.

Como se ha podido comprobar IASPT y EPT apoyan lo observado con IBMWP mientras que 1-GOLD parece proporcionar información diferente, cabe pensar que para un río de éstas características, muy cambiante en cuanto a sus características (temporalidad y marcada estacionalidad que derivan en grandes oscilaciones de caudal, importantes focos de contaminación etc...) el índice 1-GOLD no es adecuado para definir el estado ecológico de las aguas ya que arroja unos datos muy dispares que no se relacionan con ninguna otra variable ambiental.

Con respecto al QBR se ha visto que no siempre debe existir una relación directa con los índices biológicos, porque a pesar de obtener buenas valoraciones en de los bosques de ribera en algunos puntos se han obtenido valores bajos para los índices biológicos, en otros puntos las transformaciones sobre sus riberas afectan directamente a la fauna acuática, como es el caso de Turís, donde varios tramos del lecho se encuentran hormigonados como consecuencia de las canalizaciones de agua para los cultivos, hecho que también perjudica la obtención de valores altos en el índice IHF. Los bosques de ribera llevan a cabo una gran cantidad de funciones básicas en el ecosistema fluvial entre la que cabe destacar la estabilización de los márgenes; la retención de sedimentos y, con ello, la reducción del poder erosivo del

río, la creación de hábitats y refugio para todo tipo de especies y las transformaciones sobre este en mayor o menor medida acabarán afectando a la fauna acuática.

Después de ver estos resultados cabría plantearse una mejora en la gestión del río Buñol. Son necesarios planes de actuación para recuperar la calidad de las aguas, haciendo especial hincapié en los vertidos de aguas residuales de las urbanizaciones que se asientan a lo largo del cauce, debería proponerse la construcción de infraestructuras blandas, como canalizaciones o embalses de laminación en tierras con vegetación.

Por otro lado, es habitual en la zona que los vecinos cuyas casas están cercanas al río tomen el agua mediante grupos de presión para su uso, provocando disminuciones del caudal y afectando de forma grave la estabilidad del sistema fluvial. Estas prácticas deberían ser vigiladas y gestionadas adecuadamente.

También son necesarios más esfuerzos en prácticas dedicadas a minimizar la contaminación y eutrofización del cauce, ya sea controlando de alguna manera la incidencia de las actividades que se asientan cercanas al cauce y la contaminación directa o indirecta que estas provocan, procurando la reducción del aporte de nutrientes por parte de los agricultores, con uso de productos biológicos o limpiezas periódica del cauce de restos vegetales, que además provocan inundaciones en época de lluvias torrenciales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la Universidad de Valencia, mi especial agradecimiento a Eduardo Roser por la ayuda prestada en todo momento durante la identificación, al departamento de Ecología Evolutiva por prestarme todo el material y sus instalaciones y a Vicente Albuixech por facilitarme el trabajo de campo.

BIBLIOGRAFÍA

Referencias citadas en el texto:

- Alba-Tercedor, J., A. Sánchez-Ortega (1988). *Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)*. Limnética 4: 51- 56.
- Alba-Tercedor, J., N. Prat (1992). *Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological pollution indicators*. River Water Quality Assessment Control: 733-738. CCEE, Bruselas.
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Riera-devall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M., 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)*. Limnética 21(3-4): 175-185.
- Bonada, N., N. Prat, A. Munné, M. Plans, C. Solà, M. Álvarez, I. Pardo, G. Moyà, G. Ramón, M. Toro, S. Robles, J. Avilés, M.L. Suárez, M.R. Vidal-Abarca, A. Mellado, J.L. Moreno, C. Guerrero, S. Vivas, M. Ortega, J. Casas, A. Sánchez-Ortega, P. Jáimez-Cuellar, J. Alba-Tercedor (2002a). *Ensayo de una tipología de las cuencas mediterráneas del proyecto Guadalmed siguiendo las directrices de la directiva marco del agua*. Limnética 21: 77-98.
- Bonada, N., N. Prat, A. Munné, J. Alba-Tercedor, M. Álvarez, J. Avilés, J. Casas, P. Jáimez-Cuellar, A. Mellado, G. Moyà, I. Pardo,

- S.Robles, G. Ramón, M.L. Suárez, M. Toro, M.R. Vidal-Abarca, C. Zamora-Muñoz, (2002b). *Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto Guadalmed*. Limnética 21: 99-114.
- Bonada, N. Prat, N. Resh, V.H. Statzner, Bernhard. 2006. Developments in aquatic biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. Annu. Rev. Entomology, 2006: 51: 495-523.
- Bonada, N.; Rieradevall, M. & Prat, N. (2007). *Interaction of spatial and temporal heterogeneity: constraints on macroinvertebrate community structure and species traits in a Mediterranean river network*. Hydrobiologia 589: 91-106.
- Costa, M. (1982). *Pisos bioclimáticos y series de vegetación en el área valenciana, en Saitabi*, volumen XXXIII, pp. 237-250.
- European Commission (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de Diciembre de 2000: 1-72.
- Margalef, R. (1969). *El concepto de polución y sus indicadores biológicos. Documentos de investigación hidrológica*. Suplemento de la revista Agua, 7: 105-133.
- Margalef, R. (1983). Limnología. Ediciones Omega, Barcelona. 1010 pp
- Munné, A., Sola, C. & Prat, N. (1998). *QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera*. Tecnología del Agua 175; 20-37.
- Munné, A., N. Prat, C. Solà, N. Bonada, M. Rieradevall (2003). *A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index*. Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems 13: 147-163.
- Munné, A., N. Prat (2004). *Defining river types in a Mediterranean area. A methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive*. Environmental Management 34: 711-729.
- Munné, A., N. Prat (2009). *Use of macroinvertebrate-based multi-metric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean Rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index*. Hydrobiologia, 268 (1): 203-225.
- Prat, N. (1979). *La xarxa hidrogràfica*. Quad. Ecol. Apl., 4: 87-107
- Prat, N., y A. Munné (2014). *Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas*. Limnética 33(1): 47-64.
- Puig M.A., (1999). *Els macroinvertebrats dels rius catalans*. Guia il·lustrada. Junta de Sanejament, Generalitat de Catalunya, 251 pàgs.
- Pujalte, A., (1993). *Macroinvertebrados y calidad de las aguas de los ríos de la Comunidad Valenciana*. Tesis Doctoral, Universidad de Valencia. 239 + 27 pags.
- Sánchez-Montoya, M.M., et al., (2012). *Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive, Water Research*. doi:10.1016/j.watres.2012.01.042
- Tachet, H. (2001). *Invertebrés d'Eau Douce*. Systematique, biologie, écologie. CNRS éditions.
- Bibliografía y recursos informáticos utilizados:**
- Ávalos, M.A. (2012). *Utilització del macroinvertebrats benònics per a l'avaluació de l'estat ecològic de riu Ripoll*. Trabajo final grado. Universidad de Barcelona.
- Barrera-González, L., Rueda-Sevilla, J. y Mesquita-Joanes, J. (2014) *Estudio preliminar sobre la biodiversidad y ecología de la fauna intersticial en dos ríos mediterráneos: el Turia y el Palancia (Valencia, España)* Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Biol., 108, pp. 125-135.
- Doménech, A. (2011). *Importancia de la temporalitat i el substrat en la composició de la comunitat de macroinvertebrats i l'estat ecològic d'un riu mediterrani*. Trabajo final grado. Universidad de Barcelona.
- García-Roger, E.M., Sánchez-Montoya, M.M., Gómez, R., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Latron, J., Rieradevall, M., Prat, N. (2011). *Do seasonal changes in habitat features influence aquatic macroinvertebrate assemblages in perennial versus temporary Mediterranean streams?* Aquatic sciences 73 (4), 567-579.
- Hermosilla-Pla, J. y Pastor-Madalena, M. (2000) "Valencianismes en la toponímia de la Hoya de Buñol". *Estudis de toponímia Valenciana*. Valencia. Denes.
- Laguna, E. y Pérez, B. (1998). *La vegetación potencial de la Sierra de Malacara (Hoya de Buñol-Chiva, Valencia)*. Revista de estudios comarcales Hoya de Buñol-Chiva. Número 3- pp.243-250.
- Mezquita, F., Hernández, R., Rueda, J. (1999) *Ecology and distribution of ostracods in a polluted Mediterranean river*. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 148 (1), 87-103
- Prat, N., Puertolas, L., Rieradevall, M. (2008) "Diagnosi ambiental". *Els espais fluvials. Manual de diagnosi ambiental*. Barcelona. Diputació de Barcelona.
- Rueda, J. et al. (2005) " *El río Cabriel y sus tributarios (Albacete): Evaluación de la calidad biológica, mediante el estudio de sus macroinvertebrados y su bosque de ribera, entre los embalses de Contreras (Cuenca) y Embarcaderos (Valencia)*." Revista de estudios albacetenses. Sabuco, Albacete (2005, número 5, páginas 23-87).
- Sánchez-Montoya, M.M., Vidal-Albarca, M.R., Suárez, M.L. (2010). *Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status*. Ecological Indicators 10 (2010) 896-904
- <http://www.albufera.com>
- <http://www.asturnatura.com/especie/potamopyrgus-antipodarum.html>
- <http://historia.bio.ucm.es/rsehn/index.php?d=publicaciones&num=34&w=245&ft=1>
- http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/Manual_bentonicos.pdf
- <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/wfd/es>
- <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/wfd/es.pdf>
- <http://www.iagua.es/blogs/consuelo-mora/planificacion-y-gestion-de-los-recursos-hidricos-en-espana>
- http://www.chj.es/eses/ciudadano/participacion_publica/Documents/Plan%20Hidrologico%20de%20Cuenca/Protocolo_para_valoracion_calidad_hidromorfologica_rios.pdf
- http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/Manual_bentonicos.pdf

Phylum PLATHYHELMINTHA	Orden EPHEMEROPTERA
Orden TRICLADIDA	Familia Baetidae
Familia Dugesiidae	Familia Caenidae
Phylum ANNELIDA	Orden ODONATA
Orden LUMBRICIDA	Familia Calopterygidae
Familia Lumbricidae	Familia Gomphidae
Familia Tubificidae	Orden HETEROPTERA
Orden LUMBRICULIDA	Familia Notonectidae
Familia Lumbriculida	Familia Corixidae
Phylum MOLLUSCA	Familia Gerridae
Orden MESOGASTROPODA	Orden COLEOPTERA
Familia Neritidae	Familia Gyrinidae
Familia Hydrobiidae	Familia Dytiscidae
Familia Melanopsidae	Familia Hydrophilidae
Familia Bythyniidae	Familia Dryopidae
Familia Bythinellidae	Familia Elmidae
Orden BASOMMATOPHORA	Orden TRICHOPTERA
Familia Lyrnaeidae	Familia Philopotamidae
Familia Physidae	Familia Hydropsychidae
Familia Planorbidae	Familia Psychomyiidae
Familia Ancyliidae	Familia Rhyacophilidae
Orden VENEROIDA	Orden DIPTERA
Familia Sphaeriidae	Familia Simuliidae
Phylum ARTHROPODA	Familia Ceratopogonidae
Orden CRUSTACEA	Familia Chironomidae
Familia Ostracoda	Subfamilia Chironominae
Orden DECAPODA	Familia Tipulidae
Familia Carnbaridae <i>Procambarus (Scapulicambarus) clarki</i>	Familia Limoniidae
Orden AMPHIPODA	Familia Stratiomyidae
Familia Garnrariidae	Familia Empididae
Orden ISOPODA	Familia Tabanidae
Familia Asellidae	Familia Racionidae

Tabla I A : Listado faunístico de las familias identificadas, diferenciado tipográficamente en los grandes grupos taxonómicos (FILO, ORDEN, Familia).

OTOÑO	Vallesa	Papán	Soldados	V.L'Home	La Jarra	M. Galán	EDAR	Turis
Término municipal	Siete Aguas	Siete Aguas	Siete Aguas	Buñol	Buñol	Alborache	Alborache	Turís
Altitud(m)	817	686	624	587	365	294	250	207
T. agua (°C)	#	#	10,4	9,8	16,4	15,4	15,8	14,3
Anc (m)	#	#	1,1	2,02	4,3	3,92	1,82	5,53
Prof.(m)	#	#	0,12	0,28	0,48	0,17	0,23	0,11
Vel.agua(m/s)	#	#	0,41	0,2	0,8	0,52	0,44	0,2
Caudal (m³/s)	#	#	0,05	0,11	1,65	0,34	0,18	0,12
O ₂ disuelto (mg/L)	#	#	10,12	10,74	14,1	9,4	74,3	35,07
% Sat. O ₂	#	#	97,2	93,1	103	94	85,6	43
pH	#	#	8,1	8,2	8	8,3	8,2	8,3
Alc(mg/L HCO ₃ ⁻)	#	#	390,52	384,42	244,08	341,71	286,794	298,99
Cond. (µS/cm)	#	#	606	630	718	755	900	959
Sal. (ppt)	#	#	0,42	0,44	0,35	0,46	0,54	0,61
Nitros(mg/L NO ₂ ⁻)	#	#	0	0	0	0	0	0
Nitros(mg/L NO ₂ ⁻)	#	#	0	0	0	0	0	0
Fosfatos(mg/L PO ₄ ⁻)	#	#	0,519	0,407	0,101	0,123	0,318	0,271
Amonio (mg/L NH ₄ -N)	#	#	0,05	0,1	0,05	0,05	0,05	0,05
IBMwP	#	#	0,19	0,19	0,27	0,34	0,3	0,25
IASPT	#	#	0,46	0,38	0,63	0,63	0,55	0,64
EPT	#	#	0,08	0,23	0,23	0,38	0,23	0,23
Diversidad (H')	#	#	0,43	0,92	0,79	0,91	0,41	0,89
Equitatividad	#	#	0,7	1,41	1,17	1,25	0,56	1,37
1-GOLD	#	#	0,58	1,05	0,89	1,11	0,63	1,21
Núm taxa (s)	#	#	0,28	0,31	0,34	0,41	0,41	0,31
QBR	77	70	64	84	85	69	77	25
IHF	53	53	69	60	62	63	61	34

Tabla II A. Valores variables ambientales de la campaña de muestreo de otoño (El símbolo “#” corresponde a la ausencia de datos).

PRIMAVERA	Vallesa	Papán	Soldados	V.L'Home	La Jarra	M. Galán	EDAR	Turís
Término municipal	Siete Aguas	Siete Aguas	Siete Aguas	Buñol	Buñol	Alborache	Alborache	Turís
Altitud(m)	817	686	624	587	365	294	250	207
T. agua (°C)	12,2	15	12,6	13,2	17,2	18,3	18,2	#
Anc (m)	2	0,8	1,02	2,1	4,02	3,3	1,9	#
Prof.(m)	0,2	0,2	0,08	0,2	0,57	0,45	0,21	#
Vel.agua(m/s)	0	0	0,6	0,32	0,12	0,84	0,75	#
Caudal (m³/s)	0	0	0,04	0,13	0,27	1,24	0,29	#
O ₂ disuelto (mg/L)	0	7,28	8,01	3,17	8,01	917	2,14	#
% Sat. O ₂	0	73	77,2	30	87,1	83,2	22,8	#
pH	7	8,17	8,16	8,12	7,44	8,37	8,4	#
Alc(mg/L HCO ₃ ⁻)	451,54	274,59	305,1	439,34	286,79	366,12	335,61	#
Cond. (µS/cm)	510	535	781	809	633	787	892	#
Sal. (ppt)	0,33	0,26	0,51	0,52	0,36	0,45	0,51	#
Nitratos(mg/L NO ₃ ⁻)	0	0	0,1	0,1	0	0,1	0,05	#
Nitritos(mg/L NO ₂ ⁻)	0	0	0,05	0,05	0	0,05	0	#
Fosfatos(mg/L PO ₄ ⁻)	0,13	0,412	0,455	0,33	0,21	0,194	0,301	#
Amonio (mg/L NH ₄ -N)	0,05	0,05	0,1	0,1	0,05	0,1	0,05	#
IBMWP	0,24	0,12	0,16	0,1	0,2	0,28	0,32	#
IASPT	0,43	0,38	0,31	0,26	0,35	0,7	0,63	#
EPT	0,08	0,08	0	0,08	0,23	0,31	0,15	#
Diversidad (H')	0,99	0,65	0,65	0,35	0,9	0,9	0,93	#
Equitatividad	1,4	1,28	1,05	0,7	1,33	1,33	1,28	#
1-GOLD	0,75	0,21	0,9	1,36	1,07	1,53	1,11	#
Núm taxa (s)	0,38	0,19	0,28	0,19	0,34	0,34	0,41	#
QBR	77	70	64	84	85	69	77	25
IHF	53	53	69	60	62	63	61	34

Tabla III A: Valores variables ambientales de la campaña de muestreo de primavera. (El símbolo “#” corresponde a la ausencia de datos).



Figuras 1A y 2A: Nacimiento del río, Fuente de La Vallesa.



Figuras 3A y 4A: Fuente del Papán. Primavera y otoño respectivamente



Figuras 5A y 6A: Puente de los Soldados



Figuras 7A y 8A: Venta L'Home.



Figura 9A : Vista de pájaro del Barranco de Carcalín.



Figura 10A: Baños de la Jarra.



Figuras 11A y 12A: Paraje natural del Molino Galán (Alborache).



Figura 15A: Situación del punto de muestreo.



Figura 16A: Estado del cauce en el tramo de la huerta de Turís.