

6. TIPOLOGÍAS, MASAS DE AGUA Y ESTADO ECOLÓGICO DE HUMEDALES

La Directiva Marco de Aguas (2000/60/CE) requiere la determinación del estado ecológico en las aguas continentales y litorales europeas. Esto debe hacerse a través de un previo establecimiento de tipologías de los cuerpos de agua superficiales, de la determinación de las condiciones de referencia (high status) en cada ecotipo de la tipología y de los grados inferiores de calidad ecológica (bueno, moderado, pobre y malo).

En Andalucía existen muchos humedales de tamaño reducido, cuyas características hidrológicas, morfométricas, físico-químicas y biológicas les confieren un valor ecológico muy importante dentro del ecosistema en el que se encuentran.

La DMA plantea dos sistemas para el establecimiento de tipologías en los humedales. El sistema A está desarrollado en detalle, sin embargo es un sistema de clasificación complejo. Usa solamente rasgos geográficos, aunque omite algunas características tales como la fluctuación del nivel del agua, que pueden ser de más valor en el establecimiento de un significado limnológico que el que propone.

El Sistema B, sin embargo, es mucho más flexible y sugiere que factores como los nutrientes, la superficie, etc , pueden ser usados como variables en el establecimiento de la tipología.

Según contempla la Directiva Marco de Aguas, a través del grupo CIS de Estrategias Comunes de Implementación de la Directiva (CIS), y mediante el documento “Guía Horizontal de Humedales” de Diciembre del 2003, los criterios de clasificación de humedales según tipologías dependerá de la categoría de la DMA (ríos lagos, aguas de transición o aguas costeras) en el que el humedal esté encuadrado.

Así mismo, la implementación de la Directiva Marco de Aguas requiere herramientas para evaluar la calidad ecológica de los humedales. Este informe pretende establecer una metodología para determinar la calidad de los humedales andaluces, mediante el acercamiento a la estructura y funcionamiento a través de indicadores fisicoquímicos, hidromorfológicos, biológicos y ecológicos, prestando especial atención a la búsqueda de aquellos indicadores que influyan de manera más relevante en la estructura de la biota.

Por otra parte, el estudio aproxima la calidad de estos sistemas mediante la aplicación de indicadores de calidad fisicoquímicos, índices bióticos y ecológicos.

Son varios los parámetros que usualmente se emplean para evaluar la respuesta de masas de agua a las cargas de nutrientes y como indicadores del grado trófico. Existen varias definiciones e interpretaciones de los procesos de eutrofización y una de las más completas es la aportada por MARGALEF (1976) quien se refiere al término eutrofización como *"la fertilización excesiva de las aguas naturales, que van aumentando su producción en materia orgánica, con una considerable pérdida de calidad del agua"*.

En este trabajo se estudian diversos índices para establecer cuáles son los que mejor describen el carácter trófico de los humedales.

Dado que la diversidad en una comunidad es una expresión del reparto de recursos y energía, su estudio es una de las aproximaciones más útiles en el análisis comparado de las comunidades. En un sentido estricto, la diversidad es un concepto derivado de la teoría de la comunicación, es una medida de la heterogeneidad de un sistema.

En el caso de las comunidades, la diversidad se refiere a la heterogeneidad biológica, es decir, a la cantidad y proporción de los diferentes elementos que contenga el sistema. Una disminución de la diversidad nos indica que la comunidad está poco estructurada y sometida a una situación de impacto o estrés. En este estudio, se aplicarán los índices referentes a la diversidad a las comunidades de plancton y a las que forman parte del bentos.

6.1 Clasificación de los humedales en tipologías.

Teniendo en cuenta lo expuesto anteriormente, se ha usado el Sistema B de clasificación de humedales en tipologías, habiéndose seguido para ello, el siguiente esquema:

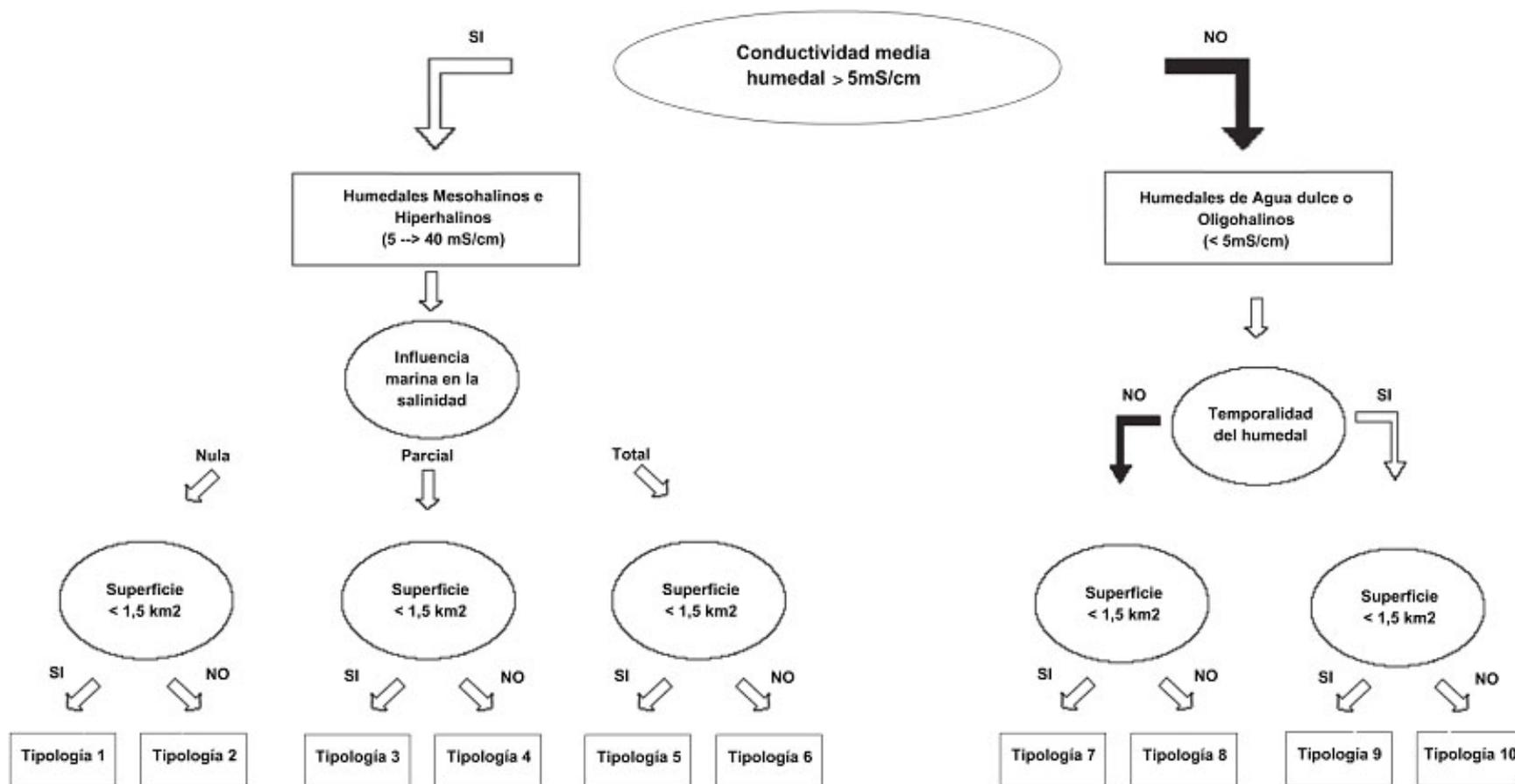


Figura: diagrama general para identificar los principales tipos de humedales en Andalucía.

En función de este esquema, los humedales quedan clasificados en una de las diez tipologías siguientes:

- **Tipología 1:** humedales con conductividad > 5 mS/cm (mesohalinos e hiperhalinos), sin influencia marina y cuya extensión es $< 1,5$ km².
- **Tipología 2:** humedales con conductividad > 5 mS/cm (mesohalinos e hiperhalinos), sin influencia marina y cuya extensión es $> 1,5$ km².
- **Tipología 3:** humedales con conductividad > 5 mS/cm (mesohalinos e hiperhalinos), con cierta influencia marina y cuya extensión es $< 1,5$ km².
- **Tipología 4:** humedales con conductividad > 5 mS/cm (mesohalinos e hiperhalinos), con cierta influencia marina y cuya extensión es $> 1,5$ km².
- **Tipología 5:** humedales con conductividad > 5 mS/cm (mesohalinos e hiperhalinos), con una total influencia marina y cuya extensión es $< 1,5$ km².
- **Tipología 6:** humedales con conductividad > 5 mS/cm (mesohalinos e hiperhalinos), con una total influencia marina y cuya extensión es $> 1,5$ km².
- **Tipología 7:** humedales con conductividad < 5 mS/cm, (de agua dulce o oligohalinos), cuya cubeta permanece con agua durante todo el año (permanentes), y cuya extensión es $< 1,5$ km².
- **Tipología 8:** humedales con conductividad < 5 mS/cm, (de agua dulce o oligohalinos), cuya cubeta permanece con agua durante todo el año (permanentes), y cuya extensión es $> 1,5$ km².
- **Tipología 9:** humedales con conductividad < 5 mS/cm, (de agua dulce o oligohalinos), cuya cubeta no permanece con agua durante todo el año (temporales), y cuya extensión es $< 1,5$ km².
- **Tipología 10:** humedales con conductividad < 5 mS/cm, (de agua dulce o oligohalinos), cuya cubeta no permanece con agua durante todo el año (temporales), y cuya extensión es $> 1,5$ km².

Identificando las tipologías descritas con los humedales litorales objeto de estudio, se obtiene la siguiente distribución

Descripción	Humedales
Humedales con superficie menor de 1,5 km ² , de agua dulce y permanentes	Laguna de las Madres
	Laguna de la Mujer
	Laguna de la Jara
	Laguna Primera de Palos
	Laguna de El Portil
Humedales con superficie mayor de 1,5 km ² , de agua con salinidad considerable de origen mixto	Brazo del Este
Humedales con superficie menor que 1,5 km ² , de agua con salinidad considerable de origen mixto	Albufera Honda de Adra
	Desembocadura del río Aguas
	Desembocadura del río Guadalhorce
	Desembocadura del río Antas
	Albufera Nueva de Adra
	Charcas Interdunares del Cabo de Trafalgar
	Laguna de Tarelo
Humedales con superficie mayor que 1,5 km ² , de agua con salinidad importante de origen marino	Desembocadura del río Guadiaro
	Marismas del río Palmones
Humedales con superficie mayor que 1,5 km ² , de agua con salinidad importante de origen marino	Estero de Domingo Rubio
	Laguna Playa de Los Lances
	Marismas de Isla Cristina
	Marismas de Barbate
	Marismas del Burro
	Marismas del Odiel
	Marismas del río San Pedro
	Marismas del río Piedras
	Marismas de Sancti Petri
	Salinas de Cerrillos
	Charcones de Punta Entinas
	Salinas de Guardias Viejas
	Salinas de Cabo de Gata
	Humedales con superficie inferior a 1,5 km ² , de agua dulce y temporales.
Cabezos del Terrón	
Laguna de la Dehesilla	
Laguna Vía Verde del Pinillo	
La Nava Alta de Cabra	
Lagunetas de Alcalá	
Charca de la Camilla	
Laguna del Picacho	
Laguna del Perezoso	

La tipología de cada uno de los humedales estudiados se detalla, tanto gráfica como textualmente, al final del documento.

6.2 Índices de calidad fisicoquímicos del estado trófico

Son varios los parámetros fisicoquímicos que usualmente se emplean para evaluar la respuesta de las masas de agua a las cargas de nutrientes y como indicadores del grado trófico.

La catalogación trófica se ha alcanzado mediante la aplicación e interpretación de una serie de indicadores de amplia aceptación, propuestos en la bibliografía y la Directiva Marco del Agua (DMA). Se evalúan los siguientes parámetros:

Concentración de nutrientes

La concentración de fósforo total es un parámetro muy empleado en diversos índices que contemplan su concentración media anual para la catalogación del estado trófico, entre los que se pueden citar las siguientes:

- EPA: con tres categorías tróficas y límites de 10 y 20 µg/l.
- LEE, JONES & RAST, con cinco categorías tróficas y límites de 8, 12, 28 y 40 µg/l.
- MARGALEF, con dos categorías tróficas y límite de 15 µg/l.
- OCDE, con cinco categorías tróficas y límites de 4, 10, 35 y 100 µg/l. En general, el índice de la OCDE refleja suficientemente el grado trófico, y además, es el de más amplio uso.

Transparencia medida con el disco de secchi

El efecto de los sólidos en suspensión se refleja en la profundidad de visión del disco de Secchi. Este parámetro, da lugar a los siguientes índices (media y mínimo anual en m):

- LEE, JONES & RAST, con cinco categorías tróficas y límites de 1.8, 2.4, 3.8 y 4.6.
- MARGALEF, con dos categorías tróficas y límite de 3.

- OCDE, con cinco categorías tróficas y límites de 1.5, 3, 6 y 12 para la media anual y de 0.7, 1.5, 3 y 6 para el mínimo anual

Concentración de clorofila

Se trata de un indicador de respuesta trófica y, por lo tanto, integra todas las variables causales, de modo que está influido por otros condicionantes ambientales además, de estarlo por los niveles de nutrientes.

Se emplean dos valores: media anual y máximo anual. Los índices a contrastar son los siguientes:

- EPA con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20 (máximo anual).
- LEE, JONES & RAST, con cinco categorías tróficas y límites de 2.1, 3, 6.7, 10 $\mu\text{g/l}$ de clorofila (media anual).
- MARGALEF, con dos categorías tróficas y límite de 5 $\mu\text{g/l}$ de clorofila (media anual).
- OCDE, con cinco categorías tróficas y límites de 1, 2.5, 8 y 25 para la media anual de clorofila y de 2.5, 8, 25 y 75 para el máximo anual.

El índice de la OCDE conviene complementarlo con otro que considere la densidad celular, como el de la EPA.

Índice de estado trófico de Carlson (TSI)

Su finalidad es determinar el grado trófico del agua en función de valores obtenidos a partir de la profundidad del disco de Secchi y las concentraciones de clorofila y de fósforo total.

Su expresión se da en la siguiente tabla:

Parámetros	Función
Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	$\text{TSI (Chl)} = 9.81 \ln (\text{Chl}) + 30.6$
Disco Secchi (m)	$\text{TSI (SD)} = 60 - 14.41 \ln (\text{SD})$
Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	$\text{TSI (TP)} = 14.42 \ln (\text{TP}) + 4.15$
Media TSI	$\text{Media TSI} = (\text{TSI (DS)} + \text{TSI (Clor.)} + \text{TSI (P tot)})/3$

Categoría trófica	Valor
Ultraoligotrófico	<20
Oligotrófico	20-40
Mesotrófico	40-60
Eutrófico	60-80
Hipereutrófico	>80



En este punto, hay que hacer mención a los valores de referencia usados por los distintos índices. En líneas generales, éstos han sido establecidos principalmente para embalses y lagos profundos, con lo que realmente estos valores de referencia (como tales) no deberían ser de aplicación en nuestros humedales que, casi en su totalidad,

pueden clasificarse como someros, con profundidades medias incluso menores de 1 metro.

Es por esto, que se ha considerado, de forma paralela, la evaluación del grado trófico de los humedales siguiendo la filosofía de la metodología descrita en el documento ECOFRAME “Determinación del estado ecológico en lagos someros – un sistema evaluado para la implementación de la Directiva Marco de Aguas Europea”.

Aunque existen muchos métodos para evaluar la calidad del agua, ninguno de ellos cubre las expectativas definidas en la DMA. Las provisiones de la Directiva requieren un amplio grupo de variables que deben de ser medidas y, sin embargo, sólo proporciona una guía general de cómo deben establecerse los sistemas de clasificación.

La metodología ECOFRAME ha sido desarrollada para lagos someros con profundidades medias menores de 3 m, si bien pueden fácilmente ser extendidas a todo tipo de lagos. En líneas generales, la clasificación del grado de eutrofia del humedal se realiza siguiendo varias premisas:

- Previamente a la evaluación del grado eutrófico de los humedales, debe establecerse una clasificación de éstos en tipologías.
- La valoración de los parámetros físico-químicos se hacen siempre en conjunto con otras variables, en función de las cuales los valores de referencia serán distintos.
- La clasificación del estado ecológico de los humedales sigue el esquema desarrollado por la DMA, según la cual se establecen 5 grados para la evaluación del estado ecológico (elevado, bueno, moderado, pobre, malo).

El sistema de clasificación está basado en una interpretación subjetiva de los Anexos de la Directiva Marco de Agua y usa variables que no son costosas de medir y analizar y que, a su vez, son ecológicamente relevantes.

La referencia completa al documento mencionado ECOFRAME puede encontrarse en la bibliografía.

6.3 Índices de calidad biológicos

Consideraciones generales

La evaluación de la calidad ambiental del entorno se ha convertido en una prioridad en los últimos tiempos debido al creciente convencimiento por parte de la sociedad del deterioro que sufre.

Los análisis basados en la toma de muestras puntuales pueden pasar por alto la existencia de vertidos intermitentes o puntuales cuyos efectos pueden ser neutralizados a las pocas horas por las condiciones hidrodinámicas, pero que pueden haber afectado negativamente a los organismos que habitan en la zona.

Una alternativa sería el establecimiento de registros continuos en los puntos más susceptibles de la alteración, pero resultaría caro y obligaría a dejar amplias zonas sin control.

De cualquier forma, la finalidad última de cualquier evaluación de la calidad ambiental de las aguas es el efecto que tendrá sobre la vida, así que deben ser los organismos los que caractericen e informen de la calidad ambiental del medio.

A partir de los organismos de vida sésil y asociados a un sustrato, se pueden realizar aproximaciones que permitan utilizarlos como indicadores de las condiciones del medio en distintos niveles de organización biológica, desde respuestas genéticas y fisiológicas de individuos hasta los cambios a gran escala de los ecosistemas.

Sin embargo, es la comunidad el nivel más utilizado en la mayoría de los estudios ya que refleja la respuesta simultánea de muchas especies. El uso de niveles de organización más bajos, como el bioquímico o celular, requieren un gran esfuerzo experimental que refleja las condiciones de un organismo justo en el momento del muestreo, mientras que la estructura de un conjunto de organismos refleja las condiciones durante un periodo de tiempo.

Una consideración previa es la necesidad de tener en cuenta algunas puntualizaciones como es caracterizar y distinguir aquellos cambios naturales que se producen en los

sistemas como consecuencia de sus respuestas a las variables, tanto bióticas como abióticas, que imperen en una zona, de aquellos cambios provocados por las posibles perturbaciones externas.

Por otro lado, la elección del nivel de comunidad se realiza por la imposibilidad práctica de trabajar con el ecosistema en su totalidad, por ello los estudios se realizan encaminados hacia alguno de sus componentes y asumiendo que sus respuestas son un reflejo general de las condiciones del medio.

Un aspecto importante es la elección del atributo de la comunidad a estudiar, por ejemplo, abundancia o biomasa. Según determinados autores, la biomasa da una mejor medida de la importancia ecológica de las especies, si bien y en la práctica, los análisis multivariantes de abundancia y biomasa ofrecen resultados muy similares, ya que las especies responsables de la discriminación entre estaciones son diferentes.

De igual forma, *Alcolado* (1985) afirma que si el objetivo de un estudio es interpretar el ambiente en base a su influencia sobre la composición faunística, se debe buscar una magnitud que refleje el grado de adaptación por supervivencia. La simple presencia es ya una prueba de adaptación, y el número de individuos es proporcional a la capacidad de la especie concreta de persistir en esas condiciones, ya sea por tolerarlas fisiológicamente o por su influencia en su intensidad reproductiva (estrategias r o k).

La biomasa, si bien puede indicar condiciones más favorables, no tiene porqué reflejar una respuesta adaptativa de supervivencia en ese medio, además de interactuar con otros factores, por ejemplo: individuos con estructuras de anclaje soportarán mejor condiciones de alto hidrodinamismo, independientemente de ser especies de gran o pequeño tamaño, mientras que un alto número de individuos sí informan sobre las condiciones favorables para ese tipo de especie.

Se puede concluir que el número de individuos es un reflejo de la estructura de la comunidad mientras que la biomasa es un parámetro de la organización (aspecto energético o trófico).

Tratamiento de los datos

De cada una de las muestras se extrae e identifica el número de individuos de cada una de los taxones que forman la estructura de la comunidad, pero cuando se busca evaluar el estado ambiental de una zona en función de su incidencia en las comunidades biológicas, la magnitud a medir debe reflejar el grado de supervivencia de éstas. La presencia de una determinada familia es una prueba de ello, pero su abundancia se incrementa en función de su tolerancia al medio y/o su capacidad reproductiva.

Los índices convencionales permiten describir las estructuras de las comunidades bentónicas en base a parámetros univariantes.

Abundancia.

Expresado en valor absoluto y calculado para cada una de las réplicas de cada muestra, la abundancia de una familia en una estación es el número de individuos total de dicha familia. Este parámetro es un dato utilizado en todo momento para la obtención de información referente a la diversidad, debido a que es el nivel taxonómico mínimo y suficiente que proporciona una idea básica del estado ambiental de la muestra.

Dominancia.

El concepto de dominancia conlleva la idea de que ciertas especies pueden saturar el ecosistema, ejerciendo un fuerte control sobre la presencia de otras especies. Se encuentra íntimamente relacionada con la diversidad.



Porcentaje de los taxa más comunes.

Representa la contribución numérica de las especies taxonómicas mayoritarias. Se expresa como porcentaje de la abundancia de los taxa con respecto a la abundancia

total.

Diversidad.

Para calcular la diversidad se utilizan los índices que se describen a continuación que se aplican tanto a las comunidades de plancton, como a las de macroinvertebrados. Por un lado índices de diversidad (1) y por otro de riqueza de especies (2).

1.- La diversidad *alfa* es una medida de la heterogeneidad de un sistema. En el caso de los sistemas biológicos, la diversidad se refiere a la heterogeneidad biológica, es decir, a la cantidad y proporción de los diferentes elementos que contenga el sistema. En la cuantificación de la diversidad se tienen en cuenta dos componentes, la riqueza de especies y la equitatividad entre ellas. Una disminución de la diversidad nos indica que la comunidad está poco estructurada y sometida a una situación de impacto o estrés. Hay diversas formas de calcular la diversidad:

1.1.- Índice de Simpson : Cuando los valores del índice decrecen, la diversidad crece en forma inversa hasta un valor máximo de 1. Los valores de este índice son sensibles a las abundancias de una o dos de las especies más frecuentes de la comunidad y puede ser considerado como una medida de la concentración dominante. Inicialmente se expresa como:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Siendo $p_i = n_i / N$, donde n_i es el número de individuos de la especie "i" y N es la abundancia total de las especies. A medida que el índice se incrementa, la diversidad decrece. Por ello el índice de Simpson se presenta habitualmente como

$$\frac{1}{\lambda} = \frac{1}{\sum p_i^2}$$

que expresa, en realidad, una medida de la dominancia.

1.2.- Índice de Berger-Parker. Este índice mide la dominancia del taxón más abundante.

$$d = \frac{N_{\max}}{N}$$

Siendo N_{\max} el número de individuos de la especie más abundante. Se trata de un índice estructural de dominancia.

1.3.- Índice de McIntosh. Es un índice estructural de dominancia.

$$D = \frac{(N - U)}{(N - N \frac{1}{2})}$$

Siendo $U = \sum (n_i^2) \frac{1}{2}$ y n_i el número de individuos pertenecientes a la especie i en la muestra.

1.4.- Índice de Shannon-Wiener. Es la expresión de la diversidad de una muestra y se expresa como:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Siendo p_i la proporción de la especie "i", es decir, el cociente de el número de individuos de esa especie entre el número total de individuos.

1.5.- Índice de Pielou. Es la razón que expresa la equitatividad, como la diversidad H' (encontrada) con relación al máximo valor que H' puede alcanzar cuando todas las especies muestran idénticas abundancias.

$$E = \frac{H'}{H_{\max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

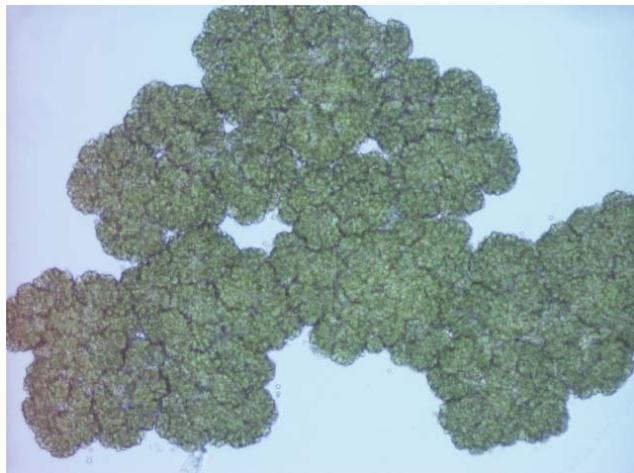
Donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener.

La diversidad es un número adimensional (se expresa en “bits” o unidades de información) y varía desde cero, cuando todos los individuos son de la misma familia, hasta valores crecientes a medida que los individuos se reparten entre un número mayor de familias.

2. Índice de Margalef: Expresa la riqueza específica de una muestra de una forma sencilla, teniendo en cuenta simultáneamente el número de taxas y el número de individuos. Se expresa mediante la siguiente fórmula:

$$DMg = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

Siendo “S” la riqueza o número de taxa y “N” el número total de individuos de la muestra.



Modelos gráficos

De cada estación de muestreo se obtienen dos matrices de similaridad, una mediante los parámetros fisicoquímicos (basado en distancias euclídeas) y otra con las características biológicas (mediante el índice de Bray-Curtis con los datos de

abundancia). Se comparan estas matrices (mediante el coeficiente de correlación armónica de Spearman) y se establecen las correlaciones correspondientes, y se determinan los parámetros que favorecen la máxima correlación entre ambas configuraciones.

Para el análisis de los cambios en la estructura de la comunidad se sigue la estrategia propuesta por *Clarke* (1993), que a su vez supone un avance de la clásica de *Field et al* (1982). De forma esquemática se basa en cuatro aspectos:

- Representación de la estructura de la comunidad a través de análisis de clasificación y ordenación.
- Determinación de las especies responsables de los agrupamientos observados en el punto anterior.
- Test de las diferencias espaciales y temporales de la estructura de la comunidad.
- Imbricación de las variables bióticas con las abióticas.

En primer lugar, se establecen las afinidades entre estaciones mediante el índice de similitud de Bray-Curtis. Este índice es uno de los más usados actualmente y posee la propiedad de no verse afectado por las dobles ausencias y de no variar su valor un cambio en la escala de las medidas. Sin embargo es muy sensible a los valores extremos, por lo que para la obtención de la matriz de similitud los datos de abundancia fueron transformados por la raíz cuarta ($\sqrt[4]{x}$). A partir de esta matriz, las estaciones son clasificadas mediante un análisis de cluster. El algoritmo de agrupación será UPGMA (unweighted pairgroup method using arithmetic averages).

Debido al carácter unidimensional de este análisis, a partir de una misma matriz de similitud pueden crearse dos o más configuraciones posibles. Por ello es aconsejable testar la veracidad de un dendrograma con un análisis de ordenación. Un análisis de ordenación representa a la estructura biológica en un espacio multidimensional, de tal forma que la distancia entre dos puntos (o estaciones) refleja o es proporcional a la similitud en la composición de sus comunidades. El análisis MDS (non-metric multidimensional scaling) ha sido utilizado gracias a su propiedad de

preservar las distancias, es decir, mantiene el rango de disimilaridades entre muestras en el rango de distancias. Para testar la veracidad de la ordenación se usa el coeficiente de estrés de Kruskal (*Kruskal y Wish, 1978*). Para reducir el valor de este coeficiente se ha optado por representaciones bidimensionales.

Para determinar las especies responsables de los agrupamientos se ha utilizado el análisis de porcentajes de similaridad o SIMPER. Calcula la contribución de cada especie bien a la disimilaridad entre distintos grupos (especies discriminadoras), bien a la similaridad dentro de un grupo (especies tipificadoras).

Para determinar las variables ambientales que están influyendo en la composición de la comunidad existen un conjunto de técnicas. Para comparar variables univariantes, como por ejemplo la diversidad, se pueden establecer regresiones lineales entre ésta y unas pocas variables ambientales que estén sumariadas en, por ejemplo, un eje del análisis de componentes principales (PCA). Pero, en la mayoría de los casos, una estación está representada por una multitud de variables (la abundancia de cada especie) que queda reflejada en una ordenación MDS. *Field et al. (1982)* señala la posibilidad de poder visualizar la relación de una determinada variable abiótica con una ordenación MDS de tal forma que cada estación esté representada por un símbolo que es proporcional en tamaño al valor de esa variable en cada lugar.

Proporciona una idea general y rápida, pero una ordenación no tiene porqué estar explicada por una única variable, de hecho suele ser una combinación de éstas las que determinan la existencia de una comunidad concreta. *Clarke y Warwick (1994)* apuntan como posibilidad la comparación de la ordenación obtenida con las especies con las ordenaciones obtenidas por la combinación sucesiva de los factores ambientales. En nuestro caso se ha aplicado el análisis BIO-ENV.

El análisis BIO-ENV (*Clarke y Ainsworth, 1993*) consiste en la comparación de la ordenación de las estaciones de muestreo a partir de variables bióticas y abióticas por separado, y así establecer las variables ambientales que favorecen la máxima correlación entre las dos configuraciones.

El proceso es el siguiente:

- Obtención de una única ordenación de las estaciones (MDS) a partir de la matriz

de similaridad (índice de Bray-Curtis) realizada con los datos de abundancia de especies.

- Ordenación espacial de las estaciones (mediante análisis de componentes principales, PCA) a partir de una matriz de distancias euclídeas realizada con los factores ambientales. Esta ordenación se efectúa varias veces con todas las combinaciones posibles de estos factores.
- Comparación mediante el coeficiente de correlación armónica de Spearman (ρ_w) de la ordenación biótica con las sucesivas abióticas.
- Obtención del grupo de variables que mejor explican la ordenación biótica.

Por otra lado, la caracterización biogeográfica obtenida con los resultados de los índices se cruzarán con los datos de regionalización fisiográfica mediante la aplicación de un análisis canónico de correspondencias (CCA), para comprobar las correlaciones entre la fauna asociada a los humedales y las distintas variables ambientales (físico-químicas e hidromorfológicas).

Para el estudio detallado de cada uno de los cuatro grandes sistemas biológicos se detallan a continuación los índices más adecuado y precisos para cada uno de ellos.

Análisis específicos de los grupos taxonómicos

Fitoplancton

El anexo V de la DMA contempla el fitoplancton como un indicador de la calidad biológica de los lagos y aguas de transición, por lo que es de gran importancia su descripción e interpretación en humedales.

En su análisis se evalúa la composición taxonómica y la abundancia de cada una de las especies. Asimismo se efectúa un seguimiento de la posible aparición de floraciones



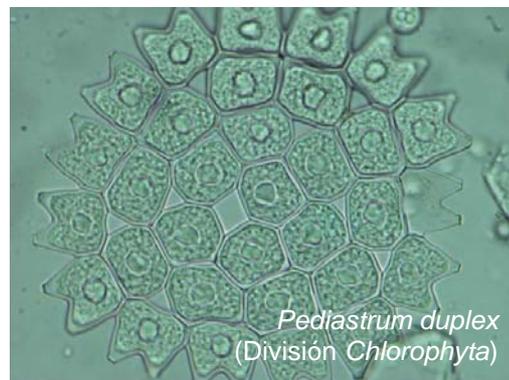
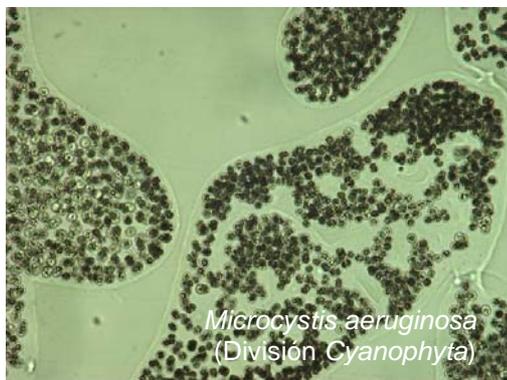
fitoplanctónicas, tal y como se contempla en el anexo V de la DMA. De igual forma se identificarán especies o incluso grupos funcionales indicadores de alteraciones, perturbaciones y contaminación.

Estos grupos funcionales, característicos de un tipo de aguas, permite clasificar los humedales e interpretar la información que proporciona el fitoplancton.

En algunas ocasiones tales grupos están constituidos por los taxa englobados en la categoría taxonómica de División. Cuando las Divisiones son muy heterogéneas es más interesante considerar las Clases. En otros casos un grupo de taxa de similar tamaño, morfología y hábitos constituye un grupo funcional aunque taxonómicamente estén poco o nada emparentados.

En los gráficos incluidos en este trabajo se han considerado los siguientes grupos:

- División *Cyanophyta*, también llamadas cianobacterias. Aunque existen excepciones, por lo general predominan en condiciones de eutrofia.



- División *Chlorophyta*. Incluye varias Clases y muchos Órdenes. Los más comunes en el fitoplancton son los que recogen las formas unicelulares o coloniales, que son los Órdenes *Volvocales* (formas móviles) y *Clorococcales* (formas inmóviles). En general, salvo excepciones, ambos dominan en situaciones de mesotrofia a eutrofia. Otros Órdenes son esporádicos en el fitoplancton y no tienen sentido indicador claro.
- Clase *Zygothyceae*. Está dentro de la División *Chlorophyta*, pero se ha considerado por separado porque de forma general (hay excepciones) suelen

aparecer en aguas oligotróficas a mesotróficas y algo ácidas. Aparece pocas veces en el plancton.

- División *Cryptophyta*. Dominan en invierno sobre todo.



- División *Euglenophyta*. Aparecen en medios contaminados y eutróficos.



- División *Dinophyta*. Suelen estar en aguas de salinidad elevada, marina o continental. No están sujetos a un nivel trófico concreto.

La División *Heterokontophyta* no se ha considerado en conjunto, sino tomando tres de sus Clases por separado. Son las que siguen.

- Clase *Bacillariophyceae*. Denominadas diatomeas, son muy diferentes del resto de la División, porque presentan una coraza bivalva silíceica que modela su ecología. No están sujetas a un grado trófico concreto, están en el plancton y en el bentos del mar y del agua continental (dulce, salada o salobre). Pero son un grupo ecológicamente muy diferente del resto de su División, por lo que

se han considerado aparte.

- Clase *Chrysophyceae*. Recoge organismos unicelulares o coloniales de ecología más parecida en muchos casos a las *Volvocales* (*Chlorophyta*).



- Clase *Xanthophyceae*. Incluye especies morfológicamente muy distintas, pero las habituales encontrados en el fitoplancton tienen la misma ecología y sentido indicador que las *Chlorococcales* (División *Chlorophyta*).

Cuando en algún humedal han coexistido organismos de distintos grupos pero con el mismo sentido indicador se ha mencionado e interpretado (ejemplo: pequeñas algas flageladas de las Divisiones *Chlorophyta* y *Cryptophyta* y Clase *Chrysophyceae*, que tienen el mismo rol en el ecosistema).



También se ha interpretado la cualidad bioindicadora de las algas a nivel de especie, no de grupo, siempre que ha sido relevante y oportuno. Esta información se completa con los índices de diversidad, dominancia, equitatividad y riqueza. Se pueden citar varias tendencias que de forma general determinan el grado de eutrofia, pero como tendencias generales que son, no resultan infalibles.

1.- Los medios eutróficos tienen mayor biomasa de algas, en clorofila y número de células.

2.- En medios eutróficos suelen predominar los tamaños pequeños frente a los grandes y las especies suelen tener alta tasa de crecimiento.

3.- Los medios eutróficos tienen dominancia de una o pocas especies y diversidad baja. Esto último no siempre se cumple, puesto que hay aguas eutróficas con un plancton muy diverso. Pero se tratará de especies propias de medios eutróficos, por lo que la información que proporciona el índice de diversidad ha de ser correctamente interpretada y contrastada con la composición de la comunidad.

Existen otros índices basados en el fitoplancton, como son los siguientes:

- Cociente entre diatomeas arrafídeas y centrales
- Índice grasa/almidón: se calcula mediante el cociente siguiente:

$$\text{Crisófitos} / (\text{clorofitas} + \text{euglenales} + \text{cianofitas})$$

- Cociente entre clorofitas y desmidiáceas
- Cociente:

$$(\text{Cianofitas} + \text{clorococcales} + \text{diatomeas} + \text{cetrales} + \text{euglenales}) / \text{desmidiáceas}$$

Sin embargo, se ha descartado su aplicación a los humedales andaluces. La razón estriba en que las características limnológicas que estos sistemas presentan de forma natural configuran una flora que no responde a estos índices según el nivel trófico.

Así, por ejemplo es muy poco frecuente encontrar desmidiáceas en los humedales andaluces en relación a la abundancia de los otros grupos, independientemente del nivel trófico que presenten. Esto invalida la utilización de aquellos índices que contemplan las desmidiáceas en el denominador.

Análogamente, muchos humedales presentan una flora rica en diatomeas pero no son ni centrales ni arrafídeas (ambos tipos típicamente planctónicos), sino pennales birrafídeas (de hábitos bentónicos), porque el sistema es somero y hay mucha influencia del sustrato.

Una vez analizados todas estas cuestiones se comprueba cuál es el grado de acercamiento de cada humedal a su sistema de referencia o de máximo potencial ecológico.

Fitobentos

La DMA demanda la determinación del estado ecológico de los cuerpos de agua respecto a sitios que se utilizan como lugares de referencia o, en caso de que no se disponga de ellos, sitios de máximo potencial ecológico.

El fitobentos es la comunidad de algas que se desarrolla sobre sustratos sólidos (piedras, macrófitas, sedimento, etc), compuesta en su mayor parte por diatomeas. Aparece recogido en el anexo V de la DMA como un indicador de la calidad biológica en lagos. Aunque para las aguas de transición no se tiene en cuenta dentro de la DMA, puede proporcionar una información muy útil.

En lagos, la Directiva contempla la necesidad de realizar un examen de la composición taxonómica de la comunidad así como analizar la abundancia de las especies.

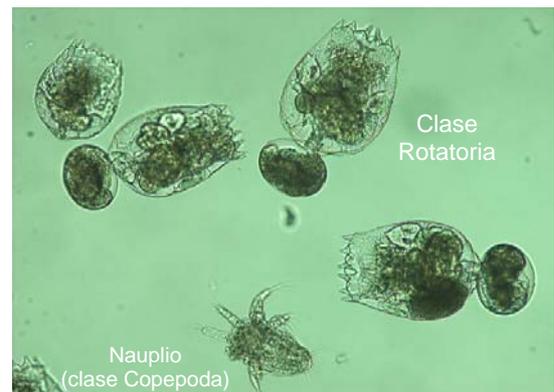
De igual forma a como se expresó para el fitoplancton, y con el fin de cuantificar y englobar toda la información emergente del análisis taxonómico, se propone la aplicación de índices bióticos. Se emplearán los siguientes:

- 1.- Índices de diversidad y de riqueza de especies tal y como se ha sugerido para el fitoplancton.
- 2.- Índices bióticos específicos para el fitobentos: existen numerosos índices bióticos de calidad basados en diatomeas (quizás el grupo de algas mejor estudiado) que han sido ampliamente testados y proporcionan una imagen fiel de la calidad del agua, tales como el BDI (Biological Diatom Index), el SPI (Specific Polluosensitivity Index) y muchos otros.

Estos índices se han diseñado para ríos, pero se han hecho intentos preliminares de aplicarlos a humedales españoles con resultados satisfactorios (*Blanco, 2004*). Se propone su aplicación en los humedales andaluces.

Zooplancton

Al igual que ocurre con el fitoplancton, este término hace referencia a los organismos, en este caso animales, que viven en la columna de agua (zooplancton euplanctónico) y de igual modo, al predominar en Andalucía sistemas someros, es habitual encontrar especies que provienen del fondo o del litoral del humedal (zooplancton litoral o heleoplanctónico).



Estos animales son principalmente rotíferos (clase Rotatoria) y crustáceos y, dentro de estos últimos, branchiopodos (clase *Branchiopoda*) y copépodos (clase *Copepoda*). Son numerosos otros grupos taxonómicos que aparecen acompañando a estos organismos como ostrácodos que se resuspenden del fondo, o macroinvertebrados.



En promedio, los copépodos suelen presentar de 35 al 50 % de la biomasa en el

zooplancton; pero su participación en la producción secundaria es menor, porque su vida individual, es más larga que la de los individuos de otros grupos. También en biomasa, los cladóceros suelen superar ampliamente a los rotíferos. Estos últimos dominan sólo en condiciones muy eutróficas, o también cuando el desarrollo de los crustáceos es inhibido por insecticidas organoclorados

La comunidad de zooplancton es un parámetro biológico que no está recogido en la Directiva Marco de Agua, pero su consideración en este estudio se ha asumido ya que ocupa un nivel trófico intermedio entre el fitoplancton (del cual se alimenta mayoritariamente) y los depredadores de zooplancton, por lo que su análisis nos permite obtener una visión más integrada de la comunidad planctónica.

Este indicador por sí mismo nos da una idea del estado trófico del ecosistema, dado que el nivel de eutrofia en el sistema, definirá una estructura de zooplancton en función de la concentración y de las características del alimento disponible.

Cuando la concentración de nutrientes es elevada, la densidad de algas aumenta excesivamente y se compone de especies de pequeño tamaño. Esto se refleja en un empobrecimiento de la diversidad de zooplancton, que además estará constituido por especies filtradoras de pequeño tamaño. Esta fisonomía caracteriza a un zooplancton eutrófico (Margalef, 1983).

Pejler (1983) describió una relación cuadrática respecto al grado trófico, y respecto al número de especies y los grupos funcionales de zooplancton. De modo que, en sistemas oligotróficos (menor concentración de nutrientes), hay menos número de especies y son microfiltradores, porque predominan microalgas y bacterias.

En sistemas mesotróficos, (concentración media de nutrientes) hay mayor número de especies y aparecerán los depredadores, macrofiltradores, sedimentívoros y aquellos que se alimentan de bacterias con baja eficacia

En sistemas en los que la eutrofia es elevada (concentración alta de nutrientes) de nuevo habrá menos especies, y la comunidad estará constituida principalmente por microfiltradores (porque predominan las microalgas y bacterias)

Por ello, en los gráficos que se han introducido en el texto de zooplancton, se han separado las fases larvarias de los copépodos (nauplio), ya que su papel ecológico

dentro de la red trófica es más parecido al de los rotíferos, que por su pequeña talla son organismos microfiltradores.

Adicionalmente, una pérdida de hábitats en el humedal conlleva una disminución de la diversidad de zooplancton, ya que las manchas de vegetación crean áreas donde tiende a proliferar una comunidad de zooplancton diferente a las de aguas abiertas, con lo que se enriquece la comunidad.

Al contemplar el zooplancton como un indicador de la calidad biológica e íntimamente ligado a la dinámica de fitoplancton se determinará, tal como incluye el anexo V de la Directiva Marco de Agua para la comunidad de fitoplancton, la composición y la abundancia de zooplancton.

Respecto a la utilización de índices bióticos como un elemento integrador de la composición, abundancia, diversidad y tolerancia a las perturbaciones, aún no se ha descrito alguno basado exclusivamente en zooplancton. Por tanto es preferible, por un lado identificar dentro de las poblaciones especies o grupos funcionales con sentido indicador, y por otro lado, aplicar índices de diversidad y riqueza de especies (citados anteriormente).

De modo que en este estudio, mediante la composición, abundancia, e índices de zooplancton se realizarán las siguientes prospecciones:

- Se interpretará la cualidad bioindicadora del zooplancton a nivel de especie, cuando su densidad dentro del humedal sea relevante.
- Se observará la fisonomía de la muestra, su composición, cualitativa y cuantitativa para detectar la presencia de grupos funcionales que indique alteraciones, perturbaciones o indicios de contaminación.
- Al igual que se ha citado en el fitoplancton, el zooplancton muestra tendencias que de forma general hablan del grado de eutrofia.
 - 1.- Los medios eutróficos tienen mayor densidad de organismos
 - 2.- En medios eutróficos suelen predominar los tamaños pequeños frente a los grandes y las especies suelen tener alta tasa de

crecimiento.

- o 3.- Los medios eutróficos tienen dominancia de una o pocas especies y diversidad baja.

Esto último no siempre se cumple, puesto que hay aguas eutróficas con un plancton muy diverso. Pero se tratará de especies propias de medios eutróficos, por lo que la información que proporciona el índice de diversidad ha de ser correctamente interpretada y contrastada con la composición de la comunidad.

Macroinvertebrados

De los cuatro grandes sistemas biológicos existentes el bentos refleja bien la calidad ambiental, debido fundamentalmente a que sus componentes son en su mayoría sedentarios o de escasa movilidad y con ciclos de vida relativamente largos, por lo cual tienen capacidad de guardar la información de lo acontecido en un área concreta durante un periodo considerable de tiempo.

Uno de los principales problemas que se plantean para la caracterización medioambiental de una zona es la obtención de muestras cuantitativas, que en un último plano permitan establecer comparaciones a un nivel espacial más extenso. El componente faunístico más ampliamente estudiado desde el punto de vista ambiental son los macroinvertebrados asociados a los fondos blandos. Las razones son variadas, pero especialmente la posibilidad de realizar muestreos remotos por medio de dragas y, derivado de ello, por su relativamente fácil cuantificación.

- Los objetivos generales del estudio de los macroinvertebrados son los siguientes:
 1. Descripción de la comunidad biótica de los humedales y evaluar su valor ecológico (objetivo definido en el anexo I)
 2. Adquirir el conocimiento sobre la biodiversidad de la macrofauna bentónica de los humedales
 3. El grado de alteración de la composición de la comunidad de macroinvertebrados debe poder ser evaluada y reflejada en una escala que

contenga un número bajo de niveles.

4. Debe permitir aumentar el conocimiento de la presencia y la distribución de los macroinvertebrados más comunes y típicos, facilitando su identificación.

La composición y la abundancia de la fauna béntica de un humedal varía sensiblemente entre el verano y el invierno; las dos campañas de muestreo deben ajustarse a los periodos de invierno/primavera (febrero-abril) y verano/otoño (junio-septiembre) ya que permiten tener en cuenta si la presencia de las larvas de insectos son debidas a diferencias específicas de eclosión. Además permite discernir entre los nacimientos estacionales de aquellos debidos a fuertes variaciones de la calidad del agua.

Los periodos de muestreo deben escogerse en función de las características hidrológicas de los lugares y manteniendo periodos de tiempo de dos-tres semanas tras un periodo de sequía severo.

Tal como se ha comentado anteriormente, la singularidad de los humedales mediterráneos y la ausencia de índices desarrollados explícitamente para las características de los mismos, pero aplicados en los lagos del norte de Europa, determinan la necesidad de elaborar una metodología de trabajo específica.

Algunos de los índices desarrollados específicamente para los cursos fluviales y que pueden tener aplicación en el caso de los humedales son:

- Número de especies: es el número total de especies o taxa encontrados en una muestra. Valores altos de este parámetro son asociados con condiciones de aguas limpias.
- Riqueza EPT: este índice denota el número total de especies de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, que son considerados como los organismos más identificados con aguas limpias, y su presencia se asocia con aguas de buena calidad.
- Índice biótico de Hilsenhoff: se calcula multiplicando el número de individuos de cada una de las especies con un valor de tolerancia asignado, sumando estos productos, y dividiendo por el número total de individuos. En una escala de 0 a 10

en función de la tolerancia (de la intolerancia 0 a muy tolerantes 10), determina que altos valores de este índice reflejan situaciones de polución orgánica, mientras que bajos valores son indicativos de condiciones de aguas limpias.



FBI	Calidad del agua	Grado de polución
0.00 – 3.75	Excelente	Polución orgánica poco probable
3.76 – 4.25	Muy buena	Leve polución orgánica
4.26 – 5.00	Buena	Probable polución orgánica
5.01 – 5.75	Aceptable	Probable polución leve
5.76 – 6.50	Aceptable-pobre	Polución sustancial
6.51 – 7.25	Pobre	Polución muy sustancial
7.26- 10.00	Muy pobre	Polución orgánica severa

- Modelo del porcentaje de afinidad (*Novak y Bode, 1992*): es una medida de la similaridad basado en el porcentaje de abundancia, en una comunidad no alterada, de 7 grupos taxonómicos. En el caso de muestras obtenidas mediante dragado, el modelo para comparar la similaridad es 20% Oligochaeta, 15% Mollusca, 15% Crustacea, 20% Insecta (sin Chironomida), 20% Chironomidae y 10% otros.

- Riqueza NCO: denota el número total de especies de los organismos incluidos en los grupos Chironomidae y Oligochaeta. Ambos grupos suelen ser los más abundantes en comunidades alteradas.
- Índice biótico BMWP (*Armitage y al, 1983; Friedrich y al, 1996; Inés, 1998; Mackie, 1998*). Los organismos se identifican a nivel de familia y cada familia recibe una puntuación entre 1 y 10; esta puntuación individual de las familias refleja su tolerancia a la polución. Las familias intolerantes a la polución tienen altas puntuaciones, mientras que las familias tolerantes presentan bajos valores.
- Índices de similaridad de las comunidades (*Plafkin y al, 1989*). Estos índices se usan en situaciones en las que existe una comunidad de referencia que usar como comparación. También sirven para efectuar estudios de temporalidad a partir de un estadio determinado como nivel inicial.

Los índices de diversidad pueden usarse también para la evaluación del estrés de las poblaciones de macroinvertebrados bentónicos debido a los cambios en la calidad del agua.

La relación entre el índice de Shannon (expresado como el logaritmo en base 2) y la calidad del agua es la siguiente:

H	Calidad del agua
>3	Limpia
1-3	Moderadamente polucionada
<1	Fuertemente polucionada

- Sistema de evaluación biológica de la calidad del agua.

Basado en la clasificación como de los macroinvertebrados como indicadores, en función de su tolerancia a la polución orgánica. Los organismos indicadores están divididos en cinco clases representativas de los distintos grados de calidad del agua.

Macroinvertebrados	Abundancia	Niveles de DBO esperados	Calidad del agua
Ephemeroptera Trichoptera Plecoptera	C – D	1 ó <1	Limpia
Odonata Hemiptera	A – E	1 – 5	Ligeramente polucionada
Coleoptera Crustacea	A – E	5 – 10	Moderadamente polucionada
Annelida (Hirudinea) Diptera Mollusca	A – E	1 – 15	Altamente polucionada
Annelida Diptera	A – E	20 – 30	Excesivamente polucionada

La clasificación basada en la abundancia de los individuos es la siguiente:

Abundancia	Nº de individuos	Agrupamiento
A	1	Único
B	2 – 10	Escaso
C	11 – 50	Común
D	51 – 100	Muy común
E	101 – 1.000	Dominante
F	1.001 – 10.000	Excesivo
G	>10.000	Sólo esta especie