



**Aportaciones a la caracterización limnológica de
algunas lagunas endorreicas en las estribaciones de
la Sierra de la Paramera (Ávila)**

Autor: Sergio Rodríguez Pindado

Institución: Universidad Católica de Ávila

Otros autores: Ana María San José Wery (Universidad Católica de Ávila); Jose Luis Arribas Mediero (Aqualia, S.A.)

Resumen

El presente proyecto tiene como finalidad la descripción y caracterización de algunas lagunas endorreicas situadas a altitudes superiores a los 1100 m, pertenecientes a las estribaciones orientales de la Sierra de la Paramera (Ávila), más concretamente en la cuerda de los Polvisos.

Esta caracterización comienza por la localización y descripción morfológica de las lagunas, que junto con el análisis de parámetros físico-químicos del agua, tales como pH, conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto, aniones, metales... y el estudio florístico de diatomeas bentónicas, aporta información amplia pero concisa del estado ecológico de las lagunas estudiadas.

Una vez identificadas las diatomeas, se aplicaron diferentes índices de biodiversidad (IPS, IBD...) que junto con la relación de los parámetros físico-químicos sirvieron para aportar información para el mejor conocimiento de dichas lagunas. Para finalizar se redactó un inventario florístico de todas las diatomeas encontradas.

Palabras clave: Sierra de la Paramera; lagunas endorreicas; limnología; diatomeas; calidad del agua

INTRODUCCIÓN

La zona de estudio, en la que se encuentran las lagunas, es considerada como LIC desde el año 1988, perteneciente a la Red Natura 2000 y al Espacio Natural Protegido de las Sierras de la Paramera y Serrota.

Las praderas y pastizales son los paisajes predominantes que junto con el escaso monte adeshado (rebollos y encinas) (Figura 1) hacen de la Sierra Paramera un lugar perfecto para hacer senderismo, disfrutando del gran valor paisajístico y un buen refugio para gran número de especies animales y vegetales, además de ser la zona de nacimiento de los ríos Adaja, Alberche y Corneja.



Figura 1. Sierra de la Paramera. Tomada desde Tornadizos de Ávila.

Respecto al estudio de la calidad de las aguas, tradicionalmente se utilizan dos tipos de análisis, fisicoquímicos y biológicos. De los primeros, normalmente se miden parámetros tales como pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y diferentes contaminantes como pueden ser derivados del nitrógeno, fósforo, DQO... (García de Jalón, 1993). En cuanto a los segundos, están basados en la capacidad que tengan las aguas para albergar a las comunidades de organismos vivos que se comportan como bioindicadores (Alba-Tercedor, 1996).

En la vigilancia y control de la contaminación, en base a organismos como bioindicadores, existen multitud de metodologías que utilizan una amplia variedad de organismos: bacterias, protozoos, algas, macrófitos, macroinvertebrados y peces... (De Pauw et al., 1992).

Aparte de los análisis anteriormente mencionados, se emplean como indicadores biológicos para caracterizar el estado ecológico de las aguas las diatomeas. El empleo de índices diatomológicos en Europa se remonta a la década de los 70. Varios países europeos han utilizado las diatomeas para determinar la calidad de las aguas de sus ríos, especialmente Alemania, Austria, Francia, Polonia, Suiza y Reino Unido. En la actualidad decenas de estudios en Europa avalan la eficacia de los índices biológicos basados en

diatomeas y en otras algas para el control del estado ecológico del agua, fundamentalmente en medios lóticos (Luc Ector et al., 2007).

La Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del 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, conocida como Directiva Marco del Agua (en adelante DMA) propone un nuevo concepto de gestión del agua a nivel europeo.

Según la DMA las algas fitobentónicas en especial las diatomeas ocupan un lugar destacado dentro del grupo de organismos indicadores de la calidad de los ecosistemas acuáticos, puesto que reúnen una serie de características fisiológicas y ecológicas que las convierten en los organismos idóneos para su empleo para tal fin (MARM, 2010). Constituyen un grupo de organismos muy diversificado, distribuyéndose sobre una gran variedad de ambientes acuáticos por todo el mundo, presentan gran sensibilidad frente a la alteración de los parámetros fisicoquímicos del agua, por lo que las comunidades de diatomeas reflejan con gran precisión las condiciones ambientales del medio en que se han desarrollado. Su elevada capacidad de colonizar aguas con un grado de perturbación extremo y presentan una respuesta rápida a los cambios que se producen en su entorno, por su elevada tasa de reproducción.

Dentro de los índices diatomológicos, los más empleados hasta ahora en Europa (Ector y Rimet, 2005) son el Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS), el índice CEE;...

Los índices biológicos son parámetros que miden o evalúan la calidad del medio basándose en los análisis de los organismos que lo habitan. Dependiendo de la sensibilidad de cada organismo a las condiciones en que se encuentra el medio, el índice biológico le asigna un valor, y la suma total de valores de una comunidad resulta un valor que nos da información sobre el estado ecológico del medio en ese punto o tramo observado. A estos organismos útiles se les llama bioindicadores.

Desde la introducción de los índices biológicos, éstos, se han mostrado como buenos instrumentos de control de los ecosistemas acuáticos, complementando la información de los parámetros físico-químicos e hidromorfológicos clásicos y permitiendo, además, optimizar los recursos disponibles.

Frente a los parámetros físico-químicos, los índices biológicos son buenos integradores, porque indican la calidad del agua en un periodo de tiempo extenso - la presencia de un organismo indicador asegura una calidad del agua relativa durante, al menos, el tiempo de su ciclo vital, pero presenta como limitación el hecho de no identificar agentes contaminantes. (MARM, 2010)

Cada uno de los diferentes índices nos da una visión con respecto a la calidad del agua. Los parámetros físico-químicos así como los índices relacionados con ellos, nos ofrecen información puntual acerca de la calidad del agua, con lo que sólo sería posible detectar contaminación por algún vertido o fuga realizado a corto plazo. Mediante el uso de indicadores diatomológicos la visión de la calidad del agua que nos generan es a medio plazo, puesto que la capacidad de colonización de las diatomeas de aguas contaminadas es elevada (días-semanas), con lo que después de un cierto vertido a las diatomeas les

lleva un cierto tiempo volver a las poblaciones iniciales. (Alba-Tercedor, 1994; Brinkhurst, 1993; Ohio EPA, 1987).

Con todo ello, este estudio trata de aglutinar todos estos parámetros para dar una visión bastante concreta de la zona de estudio, para de esta manera obtener unos resultados lo más reales posibles.

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio, se encuentra próxima al municipio abulense de Tornadizos de Ávila (Figura 2), en la confluencia de la cuenca hidrográfica del río Duero y la del río Tajo.

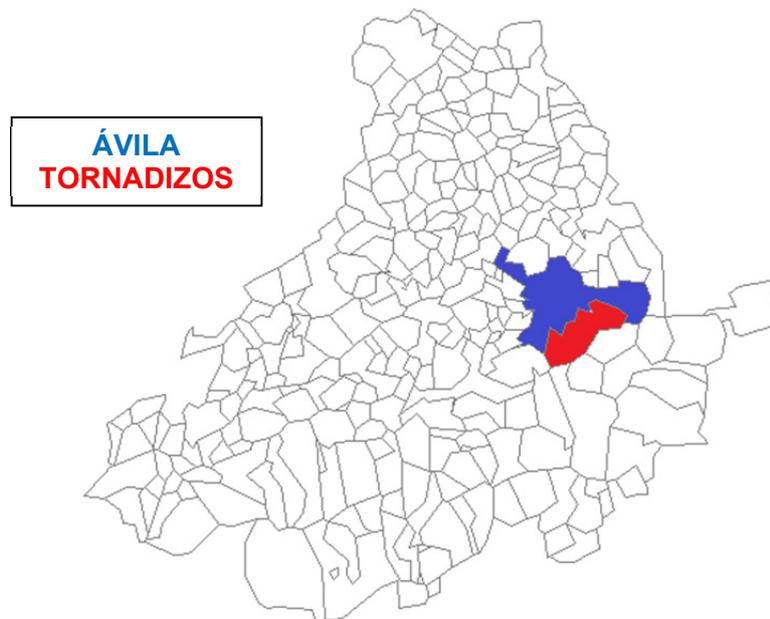


Figura 2. Mapa de la localización de Tornadizos de Ávila

Las lagunas muestreadas se corresponde con 7 lagunas endorreicas, 3 de origen artificial (lagunas 1, 2 y 3) y 4 de origen natural (lagunas 4, 5, 6 y 7) (Figura 3). La fecha de muestreo fue el: 06/05/2014.



Figura 3. Localización de las lagunas muestreadas

Situada en el Sistema Central, más concretamente en la Sierra Paramera de Ávila. Al norte de Gredos separado de éste por el valle del Alberche enlazando con la Sierra de Malagón por la cuerda de Polvisos.

La Sierra Paramera actúa como divisoria entre las cuencas del río Tajo y del río Duero, vertiendo todas las aguas del sur al río Alberche (perteneciente al Tajo) y las aguas que vierten al norte al río Adaja (perteneciente al Duero), además de encontrarse en el límite entre la comarca agraria de Ávila y la del valle bajo del Alberche, y ser el límite entre la comarca ganadera de Ávila y la de Cebreros, por lo que es una zona, en la que las necesidades de agua son importantes, sobre todo para el ganado.

Es un amplio paraje de media montaña, constituido por una serie de montañas de origen preglaciar, en la que contrastan cumbre de altas montañas con valles suavizados en las que aparecen tierras muy afectadas por la deforestación, donde predominan mayoritariamente los berrocales graníticos.

En la siguiente tabla, se presentan las características de las lagunas muestreadas (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las lagunas muestreadas

Nombre	Gimorcondo 1	Guimorcondo 2	Guimorcondo 3	Puerto de las Pilas	Puerto Boquerón I	Puerto Boquerón D	Becerril
Latitud	40 38 51 N	40 35 46 N	40 38 53 N	40 36 41 N	40 35 35 N	40 33 39 N	40 34 30 N
Longitud	4 36 27 W	4 36 20 W	4 36 20 W	4 34 22 W	4 35 50 W	4 36 41W	4 38 49 W
Altitud	1152 m	1143 m	1147 m	1323 m	1362 m	1394 m	1260 m
UTM X	364167,87	364250,46	363953,91	366962,04	365200,36	360605,95	360605,95
UTM Y	4500859,16	4500609,9	4500938,76	4496799,03	4494287,82	4491245,68	4492884,33
USO	30	30	30	30	30	30	30
Forma	Elíptica	Elíptica	Elíptica	Circular	Circular	Circular	Elíptica
Ancho	10 m	45 m	10 m	7 m	4 m	3 m	15 m
Largo	30 m	12 m	20 m	7 m	4 m	3 m	18 m
Profundo	0,5 m	0,7 m	0,4 m	0,1 m	0,1 m	0,1 m	0,8 m
Origen	Artificial	Artificial	Artificial	Natural	Natural	Natural	Natural

OBJETIVOS

Los objetivos que se plantean en este trabajo son:

- Aportar información para la descripción del estado ecológico de las lagunas.
- Buscar la relación entre el estado ecológico de las lagunas y las diatomeas presentes en las mismas.
- Describir y caracterizar las comunidades de diatomeas presentes en las lagunas.
- Determinar parámetros físico-químicos que puedan intervenir en el establecimiento de ciertas especies de diatomeas en las lagunas.
- Buscar relación entre parámetros físico-químicos que determinen el estado ecológico de las lagunas.
- Realizar un inventario florístico de las diatomeas encontradas.

MATERIAL Y MÉTODOS

TRABAJO DE CAMPO

A continuación se describe el método de muestreo empleado así como las técnicas empleadas para la determinación de los parámetros físico-químicos que interesa medir *in situ*.

Muestreo para análisis físico-químicos

El trabajo de campo consiste en tomar en cada laguna o punto de muestreo 2 litros de agua mediante la utilización de una pértiga tomamuestras y pasarlo a un bote hermético, para posteriormente llevarlo al laboratorio y realizar los análisis correspondientes.

La toma de muestras, así como el transporte y almacenamiento en el laboratorio se realizó siguiendo las siguientes normas.

- UNE-EN ISO 5667-1. Calidad del agua. Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de los programas de muestreo y técnicas de muestreo.
- UNE-EN ISO 5667-3. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Conservación y manipulación de las muestras de agua.

Los parámetros analizados en campo fueron: pH, conductividad eléctrica, temperatura y oxígeno disuelto, con el equipo multiparamétrico Hach Lange HQ30d flexi, junto con diferentes sondas.

Las normas que recogen la metodología para la determinación de cada parámetro, son:

- Temperatura: APHA-AWWA-WWPF, 2550- Temperatura.
- Oxígeno disuelto: ASTM D-888-12E1. Standard Test Methods for Dissolved Oxygen in Water.
- pH: UNE-EN ISO 10523:2012. Calidad del agua. Determinación del pH.
- Conductividad eléctrica: ASTM D1125-14. Standard Test Methods for Electrical Conductivity and Resistivity of Water.

Muestreo de diatomeas

El trabajo de campo consiste en tomar en cada estación o punto de muestreo una muestra de diatomeas bentónicas descartando siempre las presentes en los sedimentos, ya que las comunidades de diatomeas que se desarrollan sobre este soporte no son muy representativas.

Las muestras de diatomeas se cogen en la mayoría de las ocasiones en piedras grandes o restos de vegetación sobre la que se observen depósitos. Asimismo, es muy importante que el punto de muestreo esté bien iluminado.

Una vez escogidas las piedras, se procede a realizar un raspado de la parte más lisa de la piedra con el cepillo de dientes. Posteriormente, se agita el cepillo dentro del tubo de 25 ml que contiene un poco del agua del punto de muestreo en cuestión, para el posterior trabajo en el laboratorio.

El método utilizado para la recolección de las muestras ha sido el: APHA-AWWA-WWPF. 10300 B. Toma de muestras.

TRABAJO DE LABORATORIO

Parámetro físico-químicos

Las normas que recogen la metodología empleada para la determinación de cada parámetro, son:

Dureza

APHA-AWWA-WWPF, 4500- Ca D, 2340 C, 3500-Mg E.

Alcalinidad

APHA-AWWA-WWPF,- 2320-B.

Iones inorgánicos

Otros parámetros interesantes para determinar la calidad de las aguas son la demanda química de oxígeno (DQO), ion nitrato (NO₃-), ion nitrito (NO₂-), ion amonio (NH₄⁺) e ion fosfato (PO₄³⁻).

Todos estos parámetros se han analizado utilizando espectrofotometría de absorción molecular.

DQO

Para la determinación de la DQO se ha utilizado el método del dicromato potásico. UNE 77004. Calidad del agua. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO). Método del dicromato. Mayo 2002.

Fosfato

Para la determinación del fosfato se ha utilizado el método del ácido ascórbico: APHA-AWWA-WWPF, 4500-P E. Método del ácido ascórbico.

Nitrato

Para la determinación del nitrato se ha utilizado el método del 2,6-dimetilfenol ISO 7890-1-2-1986. Water quality – Determination of Nitrate.

Nitrito

Para la determinación del nitrito se ha utilizado el método de la diazotación de la sulfamida. UNE EN 26777. Calidad del agua. Determinación de nitrito. Método de espectrofotometría de absorción molecular. Junio 1994.

Amonio

Para la determinación del amonio se ha utilizado el método del indofenol. ISO 7150/1-1984. Water quality – Determination of ammonium – Part 1: Manual spectrometric method.

Metales

La extracción de los metales se realizó siguiendo la Norma: ASTM D1971-11. Standard Practises for Digestion of Water Samples for Determination of Metals by Flame Atomic Absorption, Graphite Furnace Atomic Absorption, Plasma Emission Spectroscopy, or Plasma Mass Spectrometry.

La técnica empleada para el análisis cuantitativo de los metales en agua es espectrometría de absorción atómica (EAA) con llama aire-acetileno con el espectrómetro Perkin Elmer AAnalyst 100.

Plomo

El método utilizado ha sido el: APHA-AWWA-WWPF, 3500 Pb.

Cobre

El método utilizado ha sido el: APHA-AWWA-WWPF, 3500-Cu.

Zinc

El método utilizado ha sido el: APHA-AWWA-WWPF, 3500-Zn.

Hierro

El método utilizado sigue el proceso descrito en la Norma: ASTM D1068-10. Standard Test Methods for Iron in Water.

Sodio

El método utilizado ha sido el: APHA-AWWA-WWPF, 3500-Na.

Potasio

El método utilizado ha sido el: APHA-AWWA-WWPF, 3500-K.

Diatomeas

Las diatomeas pertenecen al reino protista o protoctista y al grupo “no taxonómico” de la flora acuática y más concretamente a los fitobentos. El término fitobentos se refiere a los organismos autótrofos que viven asociados a cualquier soporte del fondo en los ecosistemas acuáticos, e incluye cianobacterias, algas microscópicas, macroalgas y macrófitos. Son microalgas pardas eucariotas, unicelulares o coloniales, diplontes y autótrofas. En solitario o en colonias, éstas poseen la aptitud de colonizar los soportes de todos los sistemas acuáticos.

Las diatomeas presentan un tamaño que oscila entre cinco y trescientos micrometros; están provistas de una pared celular constituida básicamente por pectina sobre la que se deposita óxido de silicio - $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ -, denominada frústula, constituida por dos valvas, que encajan entre sí, lo que les da una gran consistencia, y las permite adoptar diversas formas: alargadas, esferoidal, cúbica, estrellada, elíptica, etc.

Las deposiciones del óxido de silicio dan lugar a ornamentaciones o esculturas a manera de elevaciones, costillas, poros, puntos, etc. Además pueden presentar una depresión vertical no silificada en una o en ambas valvas, a veces central o situada excéntricamente y que recibe el nombre de rafe.

Presentan orgánulos situados parietalmente donde están contenidos los pigmentos asimiladores, estos son clorofilas a y c y carotenoides entre los que se destaca la ficoxantina que enmascara a las clorofilas dando como resultado células de un color amarillo o pardo-dorado, por lo que también se les da el nombre de algas doradas.

Las diatomeas pueden reproducirse sexualmente mediante fisión binaria o asexualmente por bipartición - isogamia u oogamia, viven en medios dulceacuícolas y marinos, constituyendo la mayor parte del fitoplancton.

Entre los componentes del fitobentos, las diatomeas son el grupo más utilizado en estudios relativos a calidad de las aguas. Estas algas son utilizadas como indicadores de

la productividad y son útiles para detectar eutrofización, acidificación y cambios en la dinámica de las masas de aguas. (APHA, 1992)

Para la preparación y recuento de diatomeas se han utilizado el método: APHA-AWWA-WWPF: 10200 C. Técnicas de concentración. 10200 D Preparación. 10200 F Técnicas de recuento del fitoplancton.

Para el recuento y cálculo de los índices diatomológicos IPS e IBD se utilizó el programa informático OMNIDIA (Lecoite, C. Coste, M. y Rrygiel, J. 1993).

Dentro de la DMA de la Unión Europea se da mucha importancia y se expone de forma clara que para el control de la calidad de los ecosistemas acuáticos se utilicen (dentro de los indicadores biológicos) los siguientes índices de calidad:

- Índice Biológico de Diatomeas (IBD)
- Índice de Poluo-Sensibilidad Específica (IPS)

Por este motivo la calificación y cuantificación, así como la gradación de colores, es la indicada en la DMA. A continuación se pasará a explicar los índices utilizados:

IBD (Índice Biológico de Diatomeas)

El Índice Biológico de Diatomeas (IBD), es un índice francés, Norma AFNOR NF. T 90-354. Viene referido para todos los ecosistemas de agua dulce, porque las diatomeas se caracterizan por estar presentes en todas partes y, sobre todo, en todo tipo de soporte.

La determinación de este método presenta una serie de ventajas: (Prygiel, 2002)

- La toma de muestras es un proceso fácil y son muestras pequeñas
- Las diatomeas son organismos sensibles a la eutrofización, a la contaminación orgánica y mineral y la estimación del método es fiable para un rango de contaminación bajo, donde los otros métodos son menos fiables. Además, los índices diatomológicos están basados en datos cuantitativos y la estimación es más acertada y más sensible que los métodos estrictamente cualitativos.
- Las diatomeas reaccionan de manera muy rápida a las modificaciones de la calidad del agua y pueden detectar las contaminación producidas de una manera discontinua. Son indicadores de calidad a medio plazo porque las poblaciones de diatomeas se reconstituyen rápidamente después de la desaparición de la contaminación.
- La estructura de las distintas poblaciones de diatomeas está determinada por las características químicas del agua, independientemente de las características morfodinámicas.

El cálculo del IBD se realiza de la siguiente manera:

$$F(i) = \frac{\sum Ax * Px(i) * Vx}{\sum Ax * Vx}$$

Donde:

- Ax: es la abundancia del taxón "x" que aparece en porcentaje.
- Px (i): es la probabilidad de presencia del taxón "x" de la clase de calidad "i".
- Vx: es el valor ecológico del taxón "x".

Existen siete valores de F (i), porque el IBD define siete clases de calidad de agua. El cálculo de “B” corresponde al valor del IBD y constituye un valor intermedio:

$$B = 1 * F(1) + 2 * F(2) + 3 * F(3) + 4 * F(4) + 5 * F(5) + 6 * F(6) + 7 * F(7)$$

Finalmente el índice biológico de diatomeas se calcula sobre 20, para obtener una escala y así determinar la calidad de la masa de agua, de la siguiente manera (Tabla 2):

$$IBD/20 = 4.75 * IBD - 8.5$$

IPS (Índice de Poluo-Sensibilidad Específica)

El Índice de Poluo-Sensibilidad Específica es un índice francés, Norma: Norma AFNOR NF. T 90-354, viene determinado por tres variables:

- Sensibilidad de polución a cada especie (S), con valores entre 1 (más resistente o menos vulnerable) y 5 (más sensible).
- Amplitud ecológica (V), que va desde 1 (menos específico) hasta 3 (más específico)
- Abundancia (A)

El índice de Poluo-Sensibilidad Específica se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$IDG = \frac{\sum_{j=1}^l A_j S_j V_j}{\sum_{j=1}^n A_j V_j}$$

Donde:

- A_j es la abundancia (%)
- S_j es la sensibilidad a la polución (1 a 5)
- V_j es el valor indicativo de la especie (1 a 3)

Finalmente el índice de Poluo -Sensibilidad Específica se calcula sobre 20, para obtener una escala y así determinar la calidad de la masa de agua (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación del estado ecológico según la puntuación del IBD

Significado	Masas sin modificar	Masas modificadas
	Valor	Valor
MUY BUEN ESTADO	Índice entre 17 y 20	Índice entre 13 y 20
BUEN ESTADO	Índice entre 13 y 17	
ESTADO MODERADO	Índice entre 9 y 13	Índice entre 9 y 13
ESTADO MALO	Índice entre 4 y 9	Índice entre 4 y 9
ESTADO DEFICIENTE	Índice entre 0 y 4	Índice entre 0 y 4

RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

En la siguiente tabla, se exponen los resultados obtenidos de los análisis realizados.

Tabla 3. Resultado obtenidos en los análisis realizados

Laguna	1	2	3	4	5	6	7
pH (upH)	8,52	10,04	7,98	7,24	7,02	6,71	8,65
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	497	462	773	3260	183,9	161,1	90,5
Oxígeno (mg/l)	12,93	11,54	4,91	7,37	6,97	5,8	13,32
Oxígeno (% sat)	172	152,2	64,6	98,3	88,8	69,5	165,4
Presión atm (hPa)	884	885	886	869	875	864	874
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	22,6	22,4	23,8	22,4	19,8	16,2	18,8
mg/l NO_3^-	2,45	1,97	3,47	3,37	6,03	15,2	1,43
mg/l NO_2^-	0,022	0,025	0,051	0,109	0,089	0,887	0,023
mg/l NH_4^+	0,022	0,054	0,052	5,26	0,431	0,812	0,032
mg/l PO_4^{3-}	0,001	0,061	0,024	0,07	2,33	5,66	0,045
mg/l O_2 DQO	59,4	88,8	112	132	143	281	48,8
Dureza total (mg/l CaCO_3)	235	160	350	1125	70	185	35
Dureza Cálcica (mg/l CaCO_3)	120	80	260	780	30	30	10
Dureza Magnésica (mg/l CaCO_3)	115	80	90	345	40	155	25
Ca^{2+} (mg/l)	48	32	104	312	12	12	4
Mg^{2+} (mg/l)	27,6	19,2	21,6	82,8	9,6	37,2	6
OH^- (mg/l CaCO_3)	0	0	0	0	0	0	0
HCO_3^- (mg/l CaCO_3)	50	90	0	0	0	0	0
CO_3^{2-} (mg/l CaCO_3)	110	65	300	150	60	65	45
Na (mg/l)	32,65	42,89	45,37	68,24	27,15	28,91	18,54
K (mg/l)	3,958	4,932	5,349	54,52	9,428	17,88	3,2
Fe (mg/l)	0,224	0,614	0,377	1,849	3,322	9,196	0,536
Cu (mg/l)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zn (mg/l)	0,017	0,006	0,076	0,015	0,028	0,092	0,001
Pb (mg/l)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

No existiendo ninguna legislación propia en materia de referentes a lagos o lagunas a nivel nacional y por lo tanto ningún límite crítico en cuanto a la magnitud de un parámetro calificado como contaminante, es necesario acudir a la DMA (2000/60/CE) para tratar este tema.

Según la DMA en el apartado definiciones, las aguas estudiadas se encontrarían dentro de la definición de aguas superficiales, siendo estas aguas continentales, excepto las aguas subterráneas; las aguas de transición y las aguas costeras, y, en lo que se refiere

al estado químico, también las aguas territoriales. Del mismo modo, también como aguas continentales siendo estas, todas las aguas quietas o corrientes en la superficie del suelo. Se puede considerar como lago, puesto que queda definida como una masa de agua continental superficial quieta.

Las lagunas de origen antrópico se consideran como masas de agua artificial, al ser masas de agua superficiales creadas por la actividad humana, puesto que se crearon en el momento de la construcción de la vía férrea que atraviesa la zona de estudio con el objetivo de abastecer al ganado.

En la DMA queda reflejado el estado de las aguas superficiales como la expresión general del estado de una masa de agua superficial, determinado por el peor valor de su estado químico y su estado ecológico, siendo este una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales que se clasifican en función de:

- Composición y abundancia de flora acuática
- Condiciones térmicas
- Condiciones de oxigenación
- Salinidad
- Estado de acidificación
- Condiciones relativas a los nutrientes

Como no se conoce el estado original de las masas de agua estudiadas y además de ser las lagunas de origen endorreico, no se pueden establecer unos valores de referencia para caracterizar dichas lagunas.

Las lagunas 1,2 y 3 tienen carácter permanente fluctuando el nivel del agua, mientras que las lagunas identificadas como 4, 5, 6 y 7 son estacionales por lo que es muy difícil cuantificar o calificar el estado ecológico de las mismas.

Con todo esto y haciendo referencia al Anexo V de la DMA, no se puede establecer el estado ecológico de las lagunas de estudio ya que sería necesario, conocer los valores de los indicadores físico-químicos correspondientes a una situación inalterada, así como la concentración de nutrientes en dicha situación. De igual manera pasaría con la salinidad, pH, temperatura, balance de oxígeno.

Puesto que los valores obtenidos en los diferentes análisis (pH, CE, O₂, T^a, DQO) no presentan resultados extremos o resultados anormalmente altos, se puede decir que el estado ecológico de las lagunas a estudio es de bueno a muy bueno.

Además de todo esto los valores obtenidos para derivados del nitrógeno y del fósforo, que podrían presentar problemas de contaminación, son valores cercanos a 0 incluso algunos metales analizados presentan valores inferiores a los límites de detección de las técnicas utilizadas.

DIATOMEAS

Igual que como pasaba con los parámetros físico-químicos, no existen datos anteriores de la descripción de la composición taxonómica correspondiente a una situación totalmente o casi totalmente inalterada de las lagunas de estudio, por lo que es imposible cuantificar cambios apreciables y sensibles en la abundancia de las comunidades de organismos fitobentónicos.

Por todo esto, se aceptarán los resultados obtenidos con el programa informático OMNIDIA, como una muy buena aproximación al estado ecológico de dichas lagunas. En la siguiente tabla se resumen estos resultados.

Laguna	IPS	IBD	Descripción
1	9,5	5,2	Alteración moderada Polución orgánica fuerte Eutrofización antrópica débil
2	14,8	16,4	Alteración débil Polución orgánica nula Eutrofización antrópica nula
3	6,7	2,3	Alteración fuerte Polución orgánica muy fuerte Eutrofización antrópica nula
4	10,9	7,7	Alteración fuerte Polución orgánica muy fuerte Eutrofización antrópica débil
5	15,1	15,9	Alteración débil Polución orgánica débil Eutrofización antrópica débil
6	19,2	20,0	Alteración moderada Polución orgánica nula Eutrofización antrópica nula
7	19,4	19,4	Alteración nula Polución orgánica nula Eutrofización antrópica nula

En comparación con los resultados obtenidos de los análisis de los diferentes parámetros físico-químicos, se aprecia que para las lagunas 2, 4, 5, 6 y 7, se corresponden con lo anteriormente expuesto: lagunas en muy buen o buen estado ecológico, mientras que las lagunas 1 y 3 presentan valores muy bajos para los índices IBD e IPS, y contrarios a lo que nos indicaban los parámetros físico-químicos.

Analizando detalladamente la composición de las especies de diatomeas presentes en las diferentes lagunas así como su abundancia en cada una de ellas, se encontró que en ambas, la especie más abundante es la *Craticula halophila*, una especie de agua salobre, alcalífila y eutrófila. Dicha especie, presenta unos valores para el IPS de 2 para la sensibilidad y 3 para la tolerancia, por lo que a pesar de ser aguas que no presentan unos valores elevados para ningún tipo de contaminante que pueda marcar una eutrofización de las aguas, modifica en gran medida los índices biológicos.

Pese a que las lagunas 1 y 3 están próximas pero separadas por una vía férrea, es posible que esta especie se halla establecido en ellas por la acción antrópica o porque la concentración de determinados elementos como el Na, Mg o compuestos como el CaCO_3 , sean los óptimos para su desarrollo. La laguna 4 que presente valores superiores para los compuestos marcados, sin embargo no tiene esta especie en su población de diatomeas, posiblemente por el distanciamiento espacial que hay entre ellas.

Como se mencionó con anterioridad los parámetros físico-químicos aportan una visión momentánea de la situación de la masa de agua, mientras que los índices biológicos basados en diatomeas, dan una imagen más a medio plazo.

En otros estudios hechos en la zona, esta es una diatomea presente, pero no es la especie dominante. Por esto, estas lagunas presentan características de aguas salobre, pero no por la presencia de NaCl, sino por la presencia de CaCO_3 , que hacen que sean medios idóneos para favorecer el establecimiento de esta especie.

INVENTARIO FLORÍSTICO

Tras la identificación de todas las especies de diatomeas encontradas en las muestras se ha elaborado un listado florístico de dichas especies. En la siguiente tabla podemos observar este listado, así como el código utilizado para calcular los índices (IBD e IPS). (Poulin, 2001)

Espece	Código	(Sj) IPS	(Vj) IPS
<i>Achnanthis minutisimum</i>	ADMI	5	1
<i>Amphora oligotraphenta</i>	AOLG	5	2
<i>Amphora ovalis</i>	AOVA	3	1
<i>Amphora veneta</i>	AVEN	1	2
<i>Caloneis bacillum</i>	CBAC	4	2
<i>Caloneis silícula</i>	CSIL	5	3
<i>Cocconeis placentula</i>	CPLA	4	1
<i>Craticula cuspidata</i>	CRCU	2,6	3
<i>Craticula halophila</i>	CHAL	2	3
<i>Encyonema minutum</i>	ENMI	4	2
<i>Encyonema silesiacum</i>	ESLE	5	2
<i>Epithemia adnata</i>	EADN	4	3
<i>Eunotia bilunaris</i>	EBIL	5	2
<i>Eunotia minor</i>	EMIN	4,6	1
<i>Eunotia pectinalis pectinalis</i>	EPEC	5	2
<i>Eunotia praerupta</i>	EPTE	1	3
<i>Fragillaria Tenera</i>	FTEN	4	2
<i>Fragilla capuccina</i>	FCAD	4,5	1
<i>Fragillaria capuccina gracelis</i>	FCGR	4,8	1
<i>Fragillaria perminuta</i>	FPEM	4	1
<i>Fragillaria tenera</i>	FTEN	4	2

<i>Gomphonema clavatum</i>	GGLA	5	2
<i>Gomphonema exilissimum</i>	GEXL	5	1
<i>Gomphonema parvulum</i>	GPAR	2	1
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	GYAC	4	3
<i>Hantzschia abundans</i>	HABU	1,2	2
<i>Hantzschia amphioxys</i>	HAMP	1,5	3
<i>Luticola geoppertiana</i>	LGOE	2	2
<i>Luticola nivalis</i>	LNIV	5	3
<i>Navicula angusta</i>	NAAN	5	3
<i>Navicula cari</i>	NCAR	4	3
<i>Navicula recens</i>	NRCS	2,6	2
<i>Navicula veneta</i>	NVEN	1	2
<i>Neidium ampliatum</i>	NEAM	5	3
<i>Nitzschia archibaldii</i>	NIAR	3,6	2
<i>Nitzschia incognita</i>	NINC	2,5	1
<i>Nitzschia fonticola</i>	NFON	3,5	1
<i>Nitzschia palea debilis</i>	NPAD	3	1
<i>Nitzschia palacea</i>	NPAE	2,5	1
<i>Pinnularia borealis</i>	PBOR	5	3
<i>Pinnularia brebisionii</i>	PBMU	3	3
<i>Pinnularia interrupta</i>	PINT	5	2
<i>Pinnularia rupestris</i>	PRUP	4,2	3
<i>Pinnularia subcapitata</i>	PSCA	5	2
<i>Pinnularia viridis</i>	PVIR	4	2
<i>Planothidium delicatum</i>	PTDE	3	3
<i>Planothidium frequentissimum</i>	PLFR	3,4	1
<i>Sellaphora pupula</i>	SPUP	2,6	2
<i>Stauroneis anceps</i>	STAN	5	3
<i>Stauroneis phoenicenteron</i>	SPHO	5	3
<i>Stauroneis producta</i>	SPRO	5	2
<i>Surirella angusta</i>	SANG	4	1
<i>Surirella ovalis</i>	SOVI	2	2
<i>Tribonella Hungarica</i>	THUN	2,2	2
<i>Ulnaria acus</i>	UACU	4	1
<i>Ulnaria ulna</i>	UULN	3	1

CORRELACIÓN DE PARÁMETROS

Para conocer las correlaciones existente entre los parámetros medidos en agua así como el valor de los índices calculados (IPS e IBD), se realizó un análisis estadístico de los datos con la ayuda del programa informático Excel 2010, con lo que se obtuvo la siguiente tabla de resultados.

Como las poblaciones de los parámetros presentan distribuciones normales, se utilizó la correlación de Pearson (Berthouex y Brown, 2002), que mide el grado de covariación entre distintas variables relacionadas, identificando las correlaciones con nivel de significación inferior a 0,05 y a 0,01.

Este coeficiente oscila entre -1 y $+1$, indicando asociaciones entre variables. Valores negativos indican correlaciones inversas entre parámetros, mientras que valores positivos indican correlaciones directas y valores de cero indican que no existe correlación.

El número de lagunas fue de 7, por lo que en la distribución de Pearson: $N=7$. Tomando como referencia dos colas en la distribución, para el nivel de significación de 0,05 la distribución de Pearson da un valor crítico de 0,755 y para la significación de 0,01 da un valor crítico de 0,875. Ver anexo 2 (Tabla de valores críticos del coeficiente de correlación de Pearson (r)) (Galindo, 1984).

Aplicando este criterio y de nuevo con ayuda del programa informático Excel, se obtuvo la siguiente tabla, en la que los valores marcados en rojo, indican los valores comprendidos entre $(-1, -0,875)$ los marcados en naranja, indican los valores comprendidos entre $(-0,875, -0,755)$, en color amarillo, los comprendidos entre $(0,755, 0,875)$ y los marcados en verde, los comprendidos entre $(0,875, 1)$.

Por lo tanto, los valores marcados con los colores rojo y naranja, indican correlaciones inversas, siendo más fuerte la de color rojo que la naranja y los valores marcados con verde y amarillo presentan una correlación directa, siendo más fuerte la verde que la amarilla. Solamente los valores marcados con alguno de estos colores serán tenidos en cuenta a la hora de ver la relación entre las diferentes variables, quedando los valores en negro fuera de nuestro interés.

Parámetro	Altitud	pH	CE	O ₂	Tª	NO ₃ -	NO ₂ -	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	DQO	DT	Ca	Mg	CO ₃ ²⁻	Na	K	Fe	Zn	IPS	IBD
Altitud	1	-0,814	0,111	-0,437	-0,764	0,695	0,634	0,406	0,740	0,711	0,128	0,066	0,277	-0,423	-0,119	0,478	0,781	0,272	0,610	0,542
pH	-0,814	1	-0,224	0,714	0,456	-0,680	-0,574	-0,410	-0,645	-0,705	-0,287	-0,243	-0,378	-0,099	-0,054	-0,482	-0,675	-0,574	-0,121	-0,010
Conductividad	0,111	-0,224	1	-0,242	0,428	-0,211	-0,167	0,949	-0,326	-0,014	0,991	0,992	0,915	0,355	0,914	0,917	-0,167	-0,180	-0,431	-0,463
Oxígeno	-0,437	0,714	-0,242	1	0,077	-0,582	-0,467	-0,289	-0,495	-0,714	-0,312	-0,300	-0,318	-0,523	-0,351	-0,366	-0,521	-0,787	0,213	0,195
Temperatura	-0,764	0,456	0,428	0,077	1	-0,740	-0,757	0,132	-0,822	-0,626	0,399	0,475	0,175	0,653	0,608	0,049	-0,807	-0,302	-0,908	-0,833
NO ₃ -	0,695	-0,680	-0,211	-0,582	-0,740	1	0,969	0,014	0,980	0,967	-0,119	-0,216	0,138	-0,191	-0,205	0,139	0,985	0,774	0,448	0,412
NO ₂ -	0,634	-0,574	-0,167	-0,467	-0,757	0,969	1	0,052	0,933	0,931	-0,072	-0,178	0,204	-0,218	-0,174	0,173	0,964	0,730	0,500	0,446
NH ₄ ⁺	0,406	-0,410	0,949	-0,289	0,132	0,014	0,052	1	-0,073	0,194	0,943	0,919	0,933	0,129	0,791	0,992	0,090	-0,129	-0,160	-0,209
PO ₄ ³⁻	0,740	-0,645	-0,326	-0,495	-0,822	0,980	0,933	-0,073	1	0,926	-0,251	-0,345	0,006	-0,343	-0,343	0,048	0,983	0,679	0,571	0,548
DQO	0,711	-0,705	-0,014	-0,714	-0,626	0,967	0,931	0,194	0,926	1	0,072	-0,018	0,298	-0,083	0,020	0,316	0,959	0,772	0,349	0,340
Dureza total	0,128	-0,287	0,991	-0,312	0,399	-0,119	-0,072	0,943	-0,251	0,072	1	0,992	0,946	0,408	0,918	0,923	-0,090	-0,063	-0,451	-0,495
Ca	0,066	-0,243	0,992	-0,300	0,475	-0,216	-0,178	0,919	-0,345	-0,018	1	1	0,898	0,465	0,924	0,887	-0,191	-0,108	-0,505	-0,543
Mg	0,277	-0,378	0,915	-0,318	0,175	0,138	0,204	0,933	0,006	0,298	0,946	0,898	1	0,235	0,834	0,946	0,173	0,057	-0,279	-0,334
CO ₃ ²⁻	-0,423	-0,099	0,355	-0,523	0,653	-0,191	-0,218	0,129	-0,343	-0,083	0,408	0,465	0,235	1	0,524	0,114	-0,318	0,432	-0,825	-0,840
Na	-0,119	-0,054	0,914	-0,351	0,608	-0,205	-0,174	0,791	-0,343	0,020	0,918	0,924	0,834	0,524	1	0,770	-0,203	-0,038	-0,612	-0,570
K	0,478	-0,482	0,917	-0,366	0,049	0,139	0,173	0,992	0,048	0,316	0,923	0,887	0,946	0,114	0,770	1	0,211	-0,025	-0,112	-0,162
Fe	0,781	-0,675	-0,167	-0,521	-0,807	0,985	0,964	0,090	0,983	0,959	-0,090	-0,191	0,173	-0,318	-0,203	0,211	1	0,666	0,559	0,525
Zn	0,272	-0,574	-0,180	-0,787	-0,302	0,774	0,730	-0,129	0,679	0,772	-0,063	-0,108	0,057	0,432	-0,038	-0,025	0,666	1	-0,054	-0,088
IPS	0,610	-0,121	-0,431	0,213	-0,908	0,448	0,500	-0,160	0,571	0,349	-0,451	-0,505	-0,279	-0,825	-0,612	-0,112	0,559	-0,054	1	0,971
IBD	0,542	-0,010	-0,463	0,195	-0,833	0,412	0,446	-0,209	0,548	0,340	-0,495	-0,543	-0,334	-0,840	-0,570	-0,162	0,525	-0,088	0,971	1

Como correlación inversa más fuerte es la presente entre el índice biológico IPS y la temperatura, lo que indica que cuando aumenta la temperatura disminuye el IPS o dicho de otro modo que las temperaturas elevadas hacen que diatomeas que harían subir el índice IPS no se den en esas masas de agua, con el consiguiente desarrollo de otras diatomeas que harían que los valores del índice IPS fueran menores.

En menor medida, entre el IBD y la concentración de CO_3^{2-} , que hace que a mayor valoración en el índice IBD menor sea la concentración de CO_3^{2-} , en una masa de agua. Los parámetros de temperatura y pH están inversamente relacionados con la altitud, lo que implica que a medida que ascendemos, los valores de pH y temperatura van a disminuir. De igual manera, para dos iones, como son el NO_2^- y el PO_4^{3-} los cuales disminuyen a medida que aumentamos la temperatura.

Las correlaciones directas entre parámetros son más abundantes y más fuertes que las inversas. Una correlación evidente es la existente entre la conductividad eléctrica y diferentes compuestos (DT , NH_4^+ , Na , K , Ca , Mg) que al fin y al cabo son sales que hacen que aumente la conductividad.

La correlación existente entre diferentes compuestos que marcan o determinan la posible contaminación o eutrofización de una masa de agua es muy evidente: entre los NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} Fe y DQO la correlación no es inferior al 96%.

Entre el IPS y el IBD, como era de esperar hay una fuerte correlación (97%), puesto que ambos utilizan los mismos organismos (diatomeas) para calcularse. La pequeña diferencia existente entre ambos viene dada por la diferencia entre el número de especies utilizadas para calcular cada uno, siendo para el IBD de unas 300 mientras que para el IPS se utilizan más de 12000.

CONCLUSIONES

- Es difícil establecer el estado ecológico de una masa de agua, sin información previa que establezca un punto de partida o situación inalterada para dicha caracterización.
- Las lagunas estudiadas presentan un estado ecológico bueno y/o muy bueno desde el punto de vista de los parámetros físico-químicos.
- En las lagunas 1 y 3 se ha encontrado que la especie de diatomea más abundante es la *Craticula halóphila*, especie típica de aguas salobres, hecho curioso ya que la medición de los parámetros físico-químicos.
La introducción de esta especie en el cálculo de los índices biológicos da un resultado que no concuerda con lo que nos indicarían los datos obtenidos para los parámetros físico-químicos analizados. Por tanto, hay que tener cuidado a la hora de interpretar los resultados de los índices IPS e IBD. Por lo que siempre es recomendable trabajar simultáneamente con parámetros o índices físico-químicos y biológicos.
- La relación directa entre el IBD y el IPS es muy evidente, superior a un 97 %.
- Los compuestos químicos: nitratos, nitritos, fosfatos y DQO, causantes mayoritariamente de la eutrofización de las aguas, están íntimamente relacionados.
- Los niveles de metales encontrados no indican una alteración antrópica, ya que no se han detectado concentraciones elevadas de algunos elementos metálicos que podrían estar presentes como consecuencia del vertido de pilas, perdigones u otros residuos de origen antrópico.

BIBLIOGRAFÍA

REFERENCIAS LEGALES CONSULTADAS

Europa. Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE).

España. Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y de orden social. Boletín Oficial del Estado, 31 de diciembre de 2003, núm. 313.

España. Ley 8/1991, de 10 de mayo, de Espacios Naturales de la Comunidad de Castilla y León. Boletín Oficial de Castilla y León, 29 de mayo de 1991, núm. 158.

España. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido en la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 24 de julio de 2001, núm. 176.

España. Orden de 27 de abril de 1992, de iniciación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Espacio Natural de Sierras de la Paramera y Serrota. Boletín Oficial del Estado, 28 de abril de 1992, p. 15648-15650.

AENOR. UNE-EN ISO 10523. Calidad del agua. Determinación del pH. Septiembre 2012. AENOR, 2012.

AENOR. UNE-EN ISO 5814. Calidad del agua. Determinación del oxígeno disuelto. Método electroquímico con sonda. Marzo 2013. AENOR, 2013.

AENOR. UNE EN 26777. Calidad del agua. Determinación de nitrito. Método de espectrofotometría de absorción molecular. Junio 1994. AENOR, 2014.

AENOR. UNE-EN ISO 6878. Calidad del agua. Determinación del fósforo. Método espectrométrico de molibdato de amonio. Enero 2005. AENOR, 2005.

AENOR. UNE 77004. Calidad del agua. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO). Método del dicromato. Mayo 2002. AENOR, 2002.

AENOR. UNE-EN ISO 5667-1. Calidad del agua. Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de los programas de muestreo y técnicas de muestreo. AENOR, 2007.

AENOR. UNE-EN ISO 5667-3. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Conservación y manipulación de las muestras de agua. AENOR, 2007.

AFNOR. Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD). NF T 90-354. Juni 2000. Paris (Association Française de Normalisation). AFNOR, 2000.

ASTM D1068-10. Standard Test Methods for Iron in Water. ASTM, 2010.

ASTM D1971-11. Standard Practises for Digestion of Water Samples for Determination of Metals by Flame Atomic Absorption, Graphite Furnace Atomic Absorption, Plasma Emission Spectroscopy, or Plasma Mass Spectrometry. ASTM, 2011.

ASTM D1125-14. Standard Test Methods for Electrical Conductivity and Resistivity of Water. ASTM, 2014.

ASTM D888-12E1. Standard Test Methods for Dissolved Oxygen in Water. ASTM, 2012.

ISO 7150/1-1984. Water quality – Determination of ammonium – Part 1: Manual spectrometric method.

ISO 7890-1-2-1986. Water quality – Determination of nitrate.

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

Abad Soria, J. y García Quiroga, F., (2006). Análisis y valoración del paisaje en las Sierras de la Paramera y La Serrota (Ávila).

Alba-Tercedor, J. (1994). El entomólogo y los problemas de degradación de los sistemas acuáticos. En: Environmental Management and Arthropod Conservation (Eds. R. Jiménez Peydró y M.A. Marcos-García: 131-138. Asociación Española de Entomología. 179 p. Valencia.

Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, vol. II: 203-213.

APHA (1992). Standard Methods for the examination of wáter and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 17th ed. Washington.

Berthouex, P.M. y Brown, L. C. (2002). Statistics for Environmental Engineers, 2nd Edition. Lewis Publishers/CRC Press, Boca Raton, FL. 489 pp.

De Pauw, N., P. F. Ghatti, P. Manzini and R. Spaggiari. (1992). Biological assessment methods for running water. In: River water quality ecological assessment and control. Commision of the European Communities (Eds: P.J. Newman, M. A. Piavaux and R. A. Sweeting). Bruxelles, Belgium. pp. 217-249

Ector, L., Blanco, S., Bécares, E. y Hernández, N., (2007). Evaluación de la calidad del agua en los ríos de la cuenca del Duero mediante índices diatomológicos,

Ector, L. y Rimet, F., (2005). Using bioindicators to assess rivers in Europe: An overview. En: Lek S Scardi M.m Verdonschot PFM, Descy JP, Park Y-S eds, Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems. Springer-Verlag, Berlín, Heidelberg: 7-19.

España. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino., (2010). Confederación Hidrográfica del Duero, Guía de las diatomeas de la cuenca del Duero. Valladolid.

Galindo Villardón, M.P. (1984). Exposición intuitiva de métodos estadísticos. ISBN: 84-600-3508-4. Universidad de Salamanca. Salamanca.

Lecoite, C., Coste, M. y Prigiel, J., (1993). OMNIDIA software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiología* 269/270: 509-513

Marín Galván M., (2003). Físicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas. Ediciones Díaz de Santos S.A. Madrid.

Poulin, M.; Coste, M.; Straub, F. y Ector, L. (2001): Diatoms and databases - a short review. *Vie et Milieu* 51 (1-2): 29-35.

Prigiel, J.; Coste, M. (2000): Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées. NF T 90-354. Étude Agences de l'Eau - Cemagref Bordeaux.