

LAS DIATOMEAS DEL PERIFITON DE LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR Y SUS IMPLICACIONES EN EL DIÁGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA.



Tesis Doctoral
Gonzalo Martín Farfán
Universidad de Sevilla

Memoria redactada para optar al grado de Doctor por el Licenciado
Gonzalo Martín Farfán.

Directores:

Julia Toja Santillana, catedrática de la Universidad de Sevilla.

Silvia Estela Sala, doctora y profesora titular de la Universidad de La Plata (Argentina).

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	4
INTRODUCCIÓN.....	5
Antecedentes	6
Las cuencas ibéricas	7
Los indicadores de la calidad ecológica de los ríos	8
Plan de trabajo	12
MATERIAL Y MÉTODOS	14
Área de estudio	15
Estaciones de muestreo	16
Caracterización del medio.....	18
Métodos de muestreo y laboratorio.....	18
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	22
CAPÍTULO 1. Descripción general de la cuenca	23
CAPÍTULO 2. Aplicación de Índices de Diatomeas en la Cuenca del Río Guadalquivir	36
CAPÍTULO 3. Las diatomeas como indicadoras de situaciones naturales o antrópicas diferentes a la eutrofización o la contaminación orgánica.	52
CAPÍTULO 4: Asociaciones de diatomeas, relación con las variables del medio	64
CONCLUSIONES	78
BIBLIOGRAFÍA.....	81
ANEXO I	98
ANEXO II	102
ANEXO III	114

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero dar las gracias a la Universidad de Sevilla y a la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir por haber iniciado y financiado el proyecto en el que se gestó esta tesis.

Muchas gracias a mis directoras de Tesis: Julia y Silvia. Sin ellas, este trabajo no habría salido jamás a la luz. No puedo referirme a ellas como a mis directoras simplemente, sino como a mis amigas. Les agradezco de verdad todo el esfuerzo y el tiempo que me han dedicado, que ha sido mucho. También quiero dar las gracias a María Adela Casco que, aunque no me ha dirigido la tesis, fue un pilar clave en el proceso de inicio del proyecto. También ella ha puesto mucho de su tiempo y dedicación al seguimiento de mi trabajo y quiero referirme a ella también como a una amiga.

La mayor parte del de muestreo y obtención de datos la llevé a cabo en el Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad de Sevilla. Quiero dar las gracias a todos mis compañeros de trabajo, Laura Serrano, Reyes, Marta, Arantza, Víctor y Eli, por los muchos buenos momentos y por la compañía en los menos buenos: las múltiples salidas al campo, la búsqueda de las estaciones de muestreo a partir de croquis de difícil interpretación, las reiteradas estancias en el Lucio del Cangrejo, las largas horas al microscopio, etc. Marcaron entre todos una muy buena época de mi vida.

Otra parte del trabajo la desarrollé en la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad de La Plata (Argentina). Quiero agradecer a todas las personas que conocí allí su fabuloso recibimiento, que hizo de mi estancia en Argentina una etapa inolvidable que anhelo repetir. Gracias especialmente a Inés y Tatty por su implicación en que me sintiera acompañado, por su atención y su amistad (y por los tangos, Tatty).

Y por supuesto, quiero dar gracias a mi familia: a mis padres, a mi hijo y a mi mujer, Reyes. Me han impulsado desde el principio a terminar esta Tesis y sin su apoyo continuo, su compañía, su disposición y ayuda, su paciencia y su cariño, no hubiera sido posible. A ellos me gustaría dedicar este trabajo.

INTRODUCCIÓN

ANTECEDENTES

La aplicación de la Directiva 60/2000 de la Unión Europea (Directiva Marco del agua, DMA) y, especialmente, el Anexo V, requiere la identificación de los elementos de calidad biológica, parámetros y métricas que permitan diagnosticar el estado ecológico de las masas de agua epicontinentales. Este estado se define como *una expresión de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos*. Es decir, no alude sólo a la calidad del agua sino a la conservación general del hábitat y el acercamiento de cada masa de agua a sus condiciones naturales, exentas de impactos antrópicos. Por lo tanto, se establece una relación de indicadores biológicos en ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y aguas artificiales o muy modificadas que deben analizarse para establecer dicho estado ecológico. En el caso de los ríos estos indicadores son: flora acuática (con especial atención a la algas bentónicas y, sobre todo, a las diatomeas), fauna bentónica de macroinvertebrados e ictiofauna. Para cada uno de dichos indicadores se estudia la abundancia y la composición de especies y, en el caso de la fauna ictiológica, también las estructuras de las clases de edad.

Es prioritario que la elección de los parámetros y métricas de los elementos de calidad biológica y los procedimientos metodológicos para su aplicación surjan de los estudios que la comunidad científica ha realizado o está realizando en las cuencas ibéricas y en el resto de Europa y reflejen las directrices de los estándares europeos existentes (normas y pre-normas elaboradas por la Comisión Europea de Normalización). Es decir los trabajos que se presentan deben ser reflejo de las tendencias metodológicas más recientes y de mayor seguimiento. Además, su futura aplicación debe facilitar la comparación de los resultados y el aprovechamiento (siempre que sea posible) de datos históricos. Birk *et al.* (2013) profundizan en las metodologías y principios necesarios para la puesta en marcha de un proceso de intercalibración a nivel internacional que armonice entre los estados miembros los criterios para la evaluación del estado ecológico.

En Europa, en la actualidad, es muy difícil poder llegar a deducir cuáles debieran ser los grados de recuperación que acerquen a los ecosistemas a las condiciones originales libres de la intervención humana. En muchos casos, a lo sumo se podrían definir las condiciones potenciales óptimas a las que se podría aspirar. En la mayoría de los casos faltan conocimientos o, por lo menos, muchos datos que informen sobre la biota original antes de la intervención humana. Por esta razón, es necesario utilizar otra información disponible. De ahí la necesidad de la regionalización de las masas de agua, para se agrupen en tipos de similares características tanto bióticas como abióticas, de forma que, una vez establecidas las características de cada ecorregión, se pueda detectar y cuantificar el grado de alteración de un tramo fluvial en función del grado de concordancia (o discordancia) de sus características abióticas/bióticas con las propias de la ecorregión en la que se encuentra (Gibson *et al.*, 1996).

LAS CUENCAS IBÉRICAS

Actualmente, las masas de agua fluviales españolas están ya tipificadas y los respectivos documentos de planificación hidrológica de las distintas Confederaciones Hidrográficas contemplan, para cada masa de agua de su competencia, la tipología a la que corresponde. En el BOE número 229, de 22 de septiembre de 2008, se pueden encontrar las diferentes tipologías definidas para los ríos españoles.

Por otro lado, las cuencas españolas tienen legisladas unas pautas de seguimiento y procedimientos de muestreo y análisis de los indicadores contemplados en la DMA. El marco legislativo son unos protocolos redactados y aprobados en 2013 por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, que regulan las actuaciones a seguir en todas las cuencas del país.

El objetivo es que se la información procedente de los indicadores biológicos de las distintas cuencas españolas sea comparable, al haberse utilizado las mismas técnicas de muestreo y análisis. También se intenta con esta estandarización que las métricas a aplicar (los índices biológicos) sean los mismos en todas las cuencas. Mediante estos protocolos quedan regulados el muestreo, las metodologías de laboratorio y las métricas a utilizar para fitoplancton (en embalses y lagos), macrófitos (en ríos y lagos), invertebrados (en ríos y lagos) y diatomeas bentónicas (en ríos). En particular, los procedimientos relativos a las diatomeas están codificados como ML-R-D-2013 (muestreo y análisis de laboratorio) e IPS-2013 (métricas) (MAGRAMA, 2013 a y b).

Por otra parte, las entidades que obtienen la información de los indicadores deben cargar sus datos en unos ficheros de intercambio comunes (denominados FIC) que recogen la información aportada desde todas las cuencas, para todos los indicadores. De esta manera, el seguimiento de los indicadores biológicos en todas las cuencas españolas, a día de hoy, está muy estandarizado y controlado a nivel ministerial.

LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

A pesar de su gran extensión, la información sobre la cuenca del Guadalquivir cuando se comenzó este estudio, era relativamente escasa, pues no había un estudio o publicación que tratara las diatomeas como indicadores biológicos a nivel de cuenca completa. Esto sucedía también en otras grandes cuencas ibéricas, como la del Ebro o el Duero, aunque en estas cuencas el estudio extensivo de las diatomeas comenzó algo antes, en 2002 (Oscoz *et al.*, 2007) y 2003 (Confederación Hidrográfica del Duero, 2010).

No obstante, dentro de la cuenca del Guadalquivir, sí existían bastantes datos de indicadores biológicos en algunos ríos que tenían características particulares como el Guadaira, que es salino y muy contaminado (Gallardo-Mayenco, 1991; Gallardo-Mayenco *et al.*, 2004); el Guadiamar, sometido a contaminación minera y protagonista de un accidente minero catastrófico (Prat *et al.*, 1999; Martín *et al.*, 2004; Toja *et al.*, 2003 a y b, 2004; Toja, 2008); o los ríos sensibles, de alta montaña, que hay en Sierra Nevada (Sanchez-Castillo, 1984). Pero no

se habían llevado a cabo estudios a nivel de toda la cuenca, salvo los controles fisicoquímicos realizados por la Comisaría de Aguas del Guadalquivir.

LOS INDICADORES DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DE LOS RÍOS

Los tres grupos de organismos que mejor definen la calidad del agua de los ríos (sin la que es imposible que haya un buen estado ecológico), son las algas bentónicas (Prygiel *et al.*, 1999), los macrófitos acuáticos (AFNOR, 2003; Flor-Arnau *et al.*, 2015) y los macroinvertebrados (Alba-Tercedor *et al.*, 2002). Pero la DMA no atiende sólo a la calidad de las aguas, sino al *estado ecológico*, una propiedad emergente del ecosistema que informa sobre la mayor o menor calidad ecológica del lugar. El buen desarrollo de la vegetación, tanto la acuática como la del bosque de galería, así como la buena conservación de la geomorfología del cauce, también son exponentes de un buen estado ecológico. Para evaluar esta calidad se pueden utilizar varios índices: QBR (Muné *et al.*, 2003), sobre la conservación de la vegetación de ribera; el Índice de Hábitat Fluvial (IHF) de Pardo *et al.*, (2000); o el Índice del Valor de Hábitat (IVH), que en este proyecto ha sido elaborado para la cuenca del Guadalquivir, basado en el la EPA (US) y que recoge aspectos de los dos índices anteriores. Es decir, para evaluar el estado ecológico es necesario estudiar el ecosistema en su conjunto.

Los índices de calidad de agua más empleados son los basados en los macroinvertebrados, debido a la facilidad de la identificación al nivel taxonómico requerido (generalmente Familia). En concreto, el índice IBMWP es el que ha resultado más apropiado para su utilización en los ríos de la Península Ibérica. Pero estos índices, en general apropiados para detectar contaminaciones orgánicas, pueden no serlo para otros tipos de contaminación o, en general, de perturbación del sistema fluvial. Además, no son tan adecuados para los tramos bajos de los ríos que, por su propia naturaleza, sólo permiten el desarrollo de aquellas familias de macroinvertebrados más tolerantes y asociadas a sustratos de granulometría fina, que son los existentes en estas zonas. Tampoco estos índices son adecuados para las aguas estancadas. Por esta razón, deben buscarse otros organismos indicadores adicionales.

Las algas han encontrado su lugar como herramienta para la biomonitorización de la contaminación de las aguas, complementando la información que aportan los macroinvertebrados. Los índices desarrollados con estos últimos, generalmente, están enfocados, como se ha comentado antes, a detectar contaminación orgánica, ya que dependen de la mayor o menor tolerancia de las especies al déficit de oxígeno. Las algas pueden reflejar también otras formas de contaminación, como la presencia de metales pesados y la acidificación (Ciorba & Barreiro, 2004; Falkenhayn, 2007; Thomas & John, 2010; Martín & Fernández, 2012) o los contaminantes orgánicos (Rimet & Bouchez, 2011).

Por otra parte, las algas pueden informar sobre la situación del río en un periodo de tiempo de uno a dos meses, mientras que los macroinvertebrados informan sobre el estado de la masa en un periodo de tiempo mayor, ya que la capacidad de reacción y adaptación a las circunstancias ambientales es más rápida en las algas que en los invertebrados, que poseen un ciclo de vida más largo.

La utilización simultánea de ambos grupos de organismos para el seguimiento y control de la calidad del agua da una información mucho más completa de lo que acontece en los medios acuáticos.

LAS ALGAS BENTÓNICAS COMO INDICADORAS

Existe una amplia y, a veces, confusa nomenclatura para designar las formas de vida o asociaciones de microorganismos que viven relacionados con algún sustrato. El término *perifiton* describe a la comunidad microbiótica que vive sobre sustratos sumergidos de diferente naturaleza (sustratos duros, vegetación acuática viva y muerta, sedimentos, etc.). Incluye microalgas, bacterias, hongos y protozoos y diversos grupos de organismos autótrofos (cianobacterias, diatomeas, clorofíceas, etc.). En ocasiones, también se denomina *biofilm* a esta película de organismos. El término *fitobentos*, en cambio, se refiere a los organismos autótrofos que viven asociados a cualquier sustrato del fondo de los ecosistemas acuáticos e incluye cianobacterias, algas (micro o macroscópicas) y macrófitos. Pero *perifiton* también puede emplearse para definir a los productores primarios (*fiton*) que viven alrededor (*peri*) de un sustrato (Casco, 1990). A lo largo del presente trabajo se usará el término *perifiton* para referirnos a las algas bentónicas que viven asociadas a un sustrato (sea cual sea), incluyendo las cianobacterias y excluyendo a las carófitas.

El *perifiton* así entendido es uno de los indicadores contemplados en la DMA para el monitoreo de los ríos y se considera útil para la detección y seguimiento de presiones debidas a la eutrofización, los incrementos de materia orgánica, la acidificación y la salinidad. Según el tipo de sustrato sobre el que estos organismos se desarrollan, se utilizan otros términos para clasificarlos: *epiliton* (sobre piedra), *epifiton* (sobre vegetación), *episamon* (sobre arena) y *epipelon* (sobre limos y arcillas).

La mayoría de las microalgas son productores primarios y, como tales, responden a las variaciones de nutrientes en el agua. Algunas pueden comportarse como organismos heterótrofos en aguas con fuerte carga orgánica (mixotróficas). Las comunidades de microalgas bentónicas responden al aumento de nutrientes y al de materia orgánica con cambios en su composición (que en muchos casos suponen un descenso de la diversidad) y con el aumento de la biomasa. De esta forma, cuando la masa de agua se eutrofiza, los sustratos aparecen cubiertos con una pátina verde o parda de algas, según qué grupo predomine.

Respecto a la acidificación del agua, generalmente, no es problema en el conjunto de España donde, normalmente, las aguas están bien tamponadas. Pero sí puede serlo en algunas zonas de Andalucía, sobre todo en los cauces de la franja pirítica de la Sierra Morena. Por ejemplo, un tramo importante del río Guadiamar aún sigue bajo los efectos de la actividad minera de Aznalcóllar, agudizados por la rotura de la balsa en 1998 y, aunque no entre a formar parte de este trabajo, es paradigmático el ejemplo del río Tinto (Urrea-Clos & Sabater, 2009; Aguilera, 2013).

Aunque la calidad del agua es una de las variables que influyen en la composición, densidad y diversidad del *perifiton* fluvial, no es la única. La heterogeneidad inherente a cada tramo, en lo que se refiere a diferencias de velocidad de la corriente, tipo de sustrato,

existencia o no de vegetación, etc., también determina la fisonomía del perifiton. Las variaciones naturales (de escala estacional o anual) de las condiciones ambientales también determinan fluctuaciones en las poblaciones de estas algas, cuyo desarrollo depende de la temperatura, la intensidad luminosa y las características hidrodinámicas y fisicoquímicas del agua.

El perifiton se ha propuesto y utilizado como un indicador de la calidad del agua, la eutrofización y otras formas de contaminación, bien a partir de la medida e interpretación de la clorofila *a* (como estima de la biomasa de algas), bien analizando la abundancia y composición taxonómica de algunos grupos de algas (Douterelo *et al.*, 2004; Lee & Lee, 2009).

La determinación de la biomasa del perifiton es común en muchos estudios (Biggs, 1996). La clorofila *a* bentónica proporciona una estima de la biomasa del fitobentos, que corresponde a un 0,5 a 2 % de la biomasa algal total (APHA, 1998). La variación en esta proporción depende de los grupos taxonómicos presentes en el *biofilm* y la disponibilidad de luz y nutrientes. La concentración de clorofila *a*/m² en el perifiton puede ser usada como indicadora del grado de eutrofia, porque una alta biomasa puede indicar eutrofización. Dodds *et al.* (1998), propusieron una guía en la cual el límite oligotrófico-mesotrófico es un valor promedio de clorofila *a* béntica de 20 mg/m² o un máximo de 70 mg/m² y el límite meso-eutrófico es un promedio de 60 mg/m² y un máximo de 200 mg/m². Sin embargo, hay investigadores que cuestionan esta métrica, ya que los valores de clorofila pueden estar influidos por otros factores distintos a la calidad del agua. Por ejemplo, puede acumularse una alta biomasa en hábitats no muy productivos después de períodos largos de flujo estable. Análogamente, una baja biomasa algal puede deberse a escasez de nutrientes, pero también a condiciones de toxicidad (entre las que se encuentra un exceso de materia orgánica), a la perturbación de una tormenta reciente o al pastoreo de los invertebrados. Pero estas limitaciones también pueden ser aplicables a los índices taxonómicos. No todas las especies se comportan igual en cuanto a su resistencia al arrastre por avenidas, ni todas son consumidas de la misma forma por ramoneadores y, además, hay cambios estacionales en la composición de la comunidad. No obstante, los mayores problemas probablemente están en la estandarización del muestreo. En cualquier caso, la información que esta variable proporciona puede ser complementaria a la obtenida con un índice biótico basado en la determinación taxonómica y recuento.

LAS DIATOMEAS BENTÓNICAS DEL PERIFITON

Las diatomeas constituyen un grupo de microalgas abundantes en prácticamente todos los ecosistemas acuáticos. No se conoce con exactitud el número de especies. Sin embargo se estima que, aplicando los conceptos modernos de especies, su número sería del orden de 10⁵ (Smol & Stoermer, 2010). Son el grupo más diverso de las microalgas bentónicas de los ríos. Algunas son cosmopolitas y, en general, presentan una amplia distribución en Europa. Actualmente se conocen los requerimientos ecológicos de muchas especies. Se sabe que muchas de ellas son indicadoras de contaminación orgánica, eutrofización y acidificación e, incluso, existen estudios que han señalado a las diatomeas como posibles indicadoras de

perturbaciones físicas del hábitat fluvial (Pan *et al.*, 2006). Tienen la ventaja de la fácil manipulación y conservación de las muestras debido, en parte, a su cubierta silíceo (frústulo) de elevada resistencia y cuyas características morfológicas son la base de la identificación de las especies.

En general, las especies de diatomeas están estrechamente vinculadas a las características químicas de las aguas donde viven, en muchos casos crecen en rangos particulares de pH y salinidad y tienen rangos y tolerancias específicos para otras variables ambientales, incluyendo concentración de nutrientes, sedimentos en suspensión, régimen fluvial, elevación y perturbaciones antrópicas. Como resultado son ampliamente utilizadas en la valoración y monitoreo ambiental. Su cubierta celular silíceo no se descompone, por lo que las diatomeas de sedimentos pueden ser utilizadas para interpretar las condiciones pasadas (Liukkonen *et al.*, 1997; Gabito *et al.*, 2013). Por lo tanto, las diatomeas son valiosos indicadores de las condiciones ambientales de ríos y arroyos al responder, directa y sensiblemente a cambios físicos, químicos y biológicos de los ecosistemas, como temperatura, concentración de nutrientes y herviboría entre otros.

Todo ello implica que las diatomeas sean, de entre los indicadores vegetales más utilizados, el grupo más idóneo para la elaboración de Índices de Calidad de Agua. Prygiel *et al.* (1999) describen y evalúan muchos de estos índices. Aunque la mayoría se han desarrollado para un ámbito geográfico determinado, comprobaciones posteriores han demostrado que pueden tener una validez más amplia (Jüttner *et al.*, 2003; Atazadeh *et al.*, 2007). La mayoría de estos índices se basan en las diatomeas epilíticas y, sobre éstas, se han desarrollado los procedimientos normalizados (Normas UNE-EN 13946; MAGRAMA, 2013a). Sin embargo, en algunos casos, se ha aplicado satisfactoriamente este tipo de índices en base a diatomeas epifíticas (Blanco *et al.*, 2004) y epipéticas (Gómez, 1999; Gómez & Licursi, 2001).

En Europa se utilizan con éxito diversos índices de diatomeas para evaluar la calidad del agua (Montesanto *et al.*, 1999; Sabater, 2000; Prygiel, 2002; Prygiel *et al.*, 2002; Eloranta & Soinen, 2002; Ács *et al.*, 2005; Cappelletti *et al.*, 2005; Torrisi and Dell'Uomo, 2006, entre otros) al igual que en otras partes del mundo (Wu, 1999; Gómez, 1999; Gómez & Licursi, 2001; Wu & Kow, 2002; Jüttner *et al.*, 2003; Duong *et al.*, 2006; Atazadeh *et al.*, 2007). La mayoría de estos índices se basan en combinaciones entre la abundancia relativa y el grado de sensibilidad (tolerancia) de un grupo de taxones (generalmente especies). Algunos de estos índices son: IPS, Specific Polluosensitivity Index (CEMAGREF, 1982); IBD, Biological Diatom Index (Prygiel & Coste, 2000); CEE, Index of European Economic Community (Descy & Coste, 1991); TDI, Trophic Diatom Index (Kelly, 1998) y EPI-D, Diatom-based Eutrophication/Pollution Index (Dell'Uomo *et al.*, 1999).

Prygiel *et al.* (1999) señalaron que, a pesar de su utilidad, ninguno puede ser aplicado en todas partes sin adaptaciones. Por esta razón algunos países han desarrollado o están desarrollando índices adaptados a las características de sus regiones geográficas (Taylor, 2007), incluso en Europa (Kupe *et al.*, 2007). En la Península Ibérica no se había desarrollado un índice propio cuando se inició este trabajo. Esta situación y la necesidad de cumplir con los requisitos de la Directiva, ha estado forzando a los investigadores a aplicar índices generados en otros países europeos (Almeida, 2001; Gomà *et al.*, 2004, 2005; Oscoz *et al.*, 2007; Penalta-Rodríguez y López-Rodríguez, 2007; Camargo & Jiménez, 2007; Blanco *et al.*, 2008).

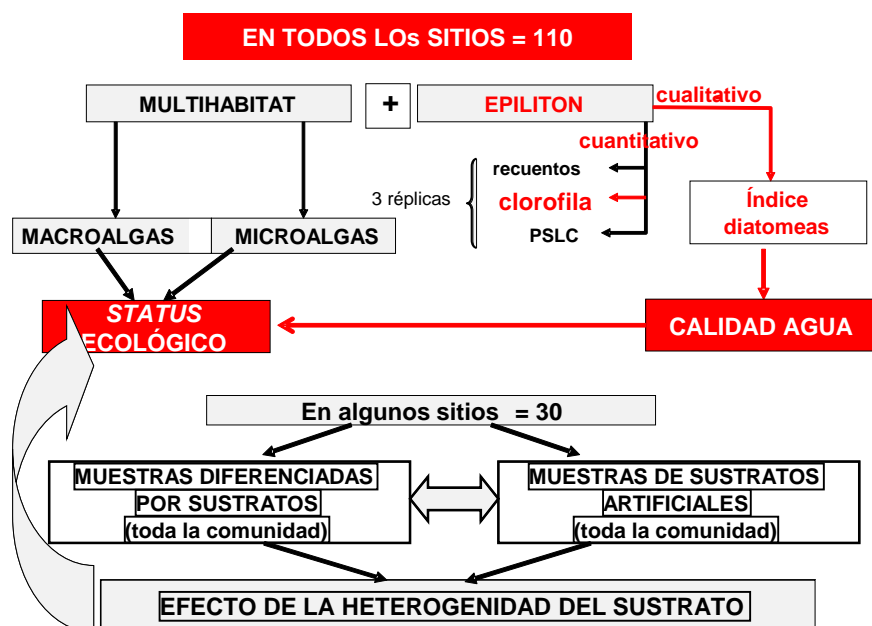
Más recientemente se han ido desarrollando algunos índices de diatomeas para España: en 2010 se desarrolló un índice de diatomeas para los ríos gallegos, el MDIAT (Delgado *et al.*, 2010). Y en 2012, otro específico para aguas temporales de las Islas Baleares, el DIATMIB (Delgado *et al.*, 2012). Posteriormente, en 2013, se publicó el índice DDI para la cuenca del Duero (Álvarez-Blanco *et al.*, 2013). Actualmente, la legislación española obliga a que las diferentes cuencas españolas sean monitoreadas para determinar si alcanzan los requerimientos de la DMA utilizando el índice de diatomeas europeo IPS (MAGRAMA, 2013 b). El DIATMIB se ha incorporado muy recientemente a la legislación (R.D. 817/2015, del 11 de septiembre), pero para ser aplicado sólo en los arroyos baleáricos para los que fue diseñado.

PLAN DE TRABAJO

Esta Tesis se enmarca en un Proyecto general de diagnóstico del estado ecológico de las cuencas de los ríos Guadalquivir, Guadalete y Barbate mediante las algas bentónicas. En el cuadro siguiente se puede ver el esquema general del trabajo de muestreo realizado. Esta Tesis se centra en el estudio de las diatomeas recogidas en 110 tramos de la cuenca del Guadalquivir (Anexo I), centrando las investigaciones en los aspectos del cuadro señalados en rojo. Los objetivos iniciales fueron:

1. Plantear la aplicabilidad de los índices bióticos para evaluar la *calidad del agua* en la Cuenca del Guadalquivir de la forma más adecuada y fácil.
2. Contribuir al diagnóstico del *estado ecológico* de los distintos tramos de los ríos recogiendo información necesaria sobre el grupo de la microflora que demanda la Directiva Marco del Agua.

En este contexto, se plantearon las siguientes preguntas y se propusieron algunas hipótesis que pretendían responder a algunas de ellas:



- 1) ¿Qué especies componen la flora diatomológica de la cuenca del Guadalquivir?
- 2) Entre los posibles índices bióticos de diatomeas, encaminados a diagnosticar la calidad del agua, ¿cuál se adecuaría mejor a las características de esta cuenca? ¿Cuál sería más efectivo desde el punto de vista de la gestión? *Hipótesis: Según los conocimientos actuales, las diatomeas son buenas indicadoras de eutrofia y contaminación orgánica y se espera que los índices europeos funcionen en la cuenca del Guadalquivir.*
- 3) Los índices bióticos están, en su mayoría enfocados a detectar contaminación orgánica y eutrofización pero, ¿las diatomeas pueden detectar otras perturbaciones como contaminación ácida, salina, etc.? *Hipótesis: Sí, pueden hacerlo, aunque no necesariamente a través de un índice biótico.*
- 4) Independientemente de la contaminación, ¿las taxocenosis de diatomeas pueden caracterizar los distintos tipos de tramos de río en función de sus características hidrogeológicas, biológicas y fisicoquímicas naturales? Es decir, ¿existen en la cuenca unos patrones o asociaciones de diatomeas ligadas a un ambiente, excluyendo el efecto de la contaminación? *Hipótesis: las variables hidrogeológicas, biológicas y fisicoquímicas naturales de los tramos fluviales, pueden determinar distintas asociaciones, estructuras o patrones en la taxocenosis de diatomeas asociadas a dichas características del tramo fluvial.*

Para verificar estas hipótesis el trabajo se organizó desde tres aspectos complementarios y de diferente escala de observación:

- 1) El estudio del ambiente en el que se desarrollan las algas. Este apartado tiene escala sistémica.
- 2) La medida de la biomasa de algas bentónicas, mediante la clorofila *a*. Este nivel de observación se reduce a uno de los niveles de la red trófica fluvial.
- 3) El análisis de la taxocenosis de diatomeas. Este es un punto de vista más particular, en el que se analiza la estructura y composición de un grupo de especies dentro de la diversidad de productores primarios bentónicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del Guadalquivir se localiza al sur de la Península Ibérica y ocupa una extensión de 57.527 km². La totalidad de la cuenca se encuentra bajo clima mediterráneo, caracterizado por largos y calurosos veranos e inviernos poco rigurosos (media anual: 16'8 °C). Las precipitaciones son irregulares y a veces torrenciales desde el otoño hasta la primavera (media anual: 630 mm).

La combinación en el verano de elevadas temperaturas y casi nulas precipitaciones deriva en un marcado déficit hídrico. Esta situación ha hecho necesario regular casi todos los ríos de la cuenca, con el resultado de que cerca del 26% del volumen de agua total de la cuenca se encuentra embalsado.

La cuenca comprende tres unidades geológicas: Sierra Morena al norte, las Cordilleras Béticas al sur y el valle del Guadalquivir entre las dos anteriores (Figura 1). La altitud en estos sistemas montañosos varía entre los 1.000 y más de 3.000 metros sobre el nivel del mar. En contraste, el valle del Guadalquivir se encuentra a menor altitud (150 m. sobre el nivel del mar como media). El valle se hace más amplio a medida que se abre hacia el Atlántico.

Las tres unidades geográficas presentan diferente constitución litológica y estructura tectónica, lo que conforma el aspecto general del paisaje, la configuración de la red hídrica, el patrón de precipitaciones, la salinidad de las aguas y la exposición a la erosión. Las principales actividades humanas también difieren en cada una de estas 3 unidades:

En Sierra Morena hay predominio de bosque y dehesas con ganadería extensiva. Los ríos de esta zona presentan baja salinidad (<250 mg/l de sales). Las Cordilleras Béticas están menos arboladas que Sierra Morena y tienen una mayor superficie dedicada a la agricultura. El monocultivo de olivo ocupa la mayor parte del terreno, seguido de hortalizas y frutales de regadío. Los ríos de esta unidad presentan un rango de salinidad más variable (250 mg/l-2 g/l). El valle del Guadalquivir es un área eminentemente agrícola, con diversos cultivos de regadío entre los que destaca el olivo (38%), algodón y remolacha (16%), cultivos extensivos de maíz y girasol (14%), trigo y cebada (8%), verduras de huerta, arroz y cítricos. El nivel de salinidad del cauce principal es intermedio debido a la mezcla de agua de los afluentes de ambas márgenes.

La agricultura demanda el 85% de los recursos hídricos, superando con creces los usos urbanos e industriales. La mayor parte de la industria agroalimentaria es estacional y se encuentra bastante dispersa, si bien existen diversos núcleos industriales de mayor entidad que funcionan todo el año. La principal actividad industrial agroalimentaria es la dedicada a la aceituna y sus derivados (almazaras, etc.), seguida de azucareras, mataderos y centros de producción de cerveza y otras bebidas alcohólicas. La industria textil y la papelera también son significativas.

La mayor parte de la población (60%) se concentra en núcleos urbanos de más de 20.000 habitantes. Del total de agua residual urbana e industrial, aproximadamente el 30% (procedente de pequeños municipios e industrias) se vierte a los cauces fluviales sin depuración alguna.

Estas 3 unidades no son homogéneas y en ellas, siguiendo las directrices de la DMA, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir ha realizado una clasificación de los tramos de río según la hidrogeomorfología. Han resultado 13 clases (o ecorregiones) diferentes (Figura 1). Dicha clasificación se ha llevado a cabo según las directrices del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX, 2004). Los elementos utilizados en esta clasificación han sido: la aportación específica, el caudal medio anual, la pendiente, el orden del río, la latitud, la altitud, la conductividad base (la derivada de la litología del sustrato), la temperatura media y la amplitud térmica.

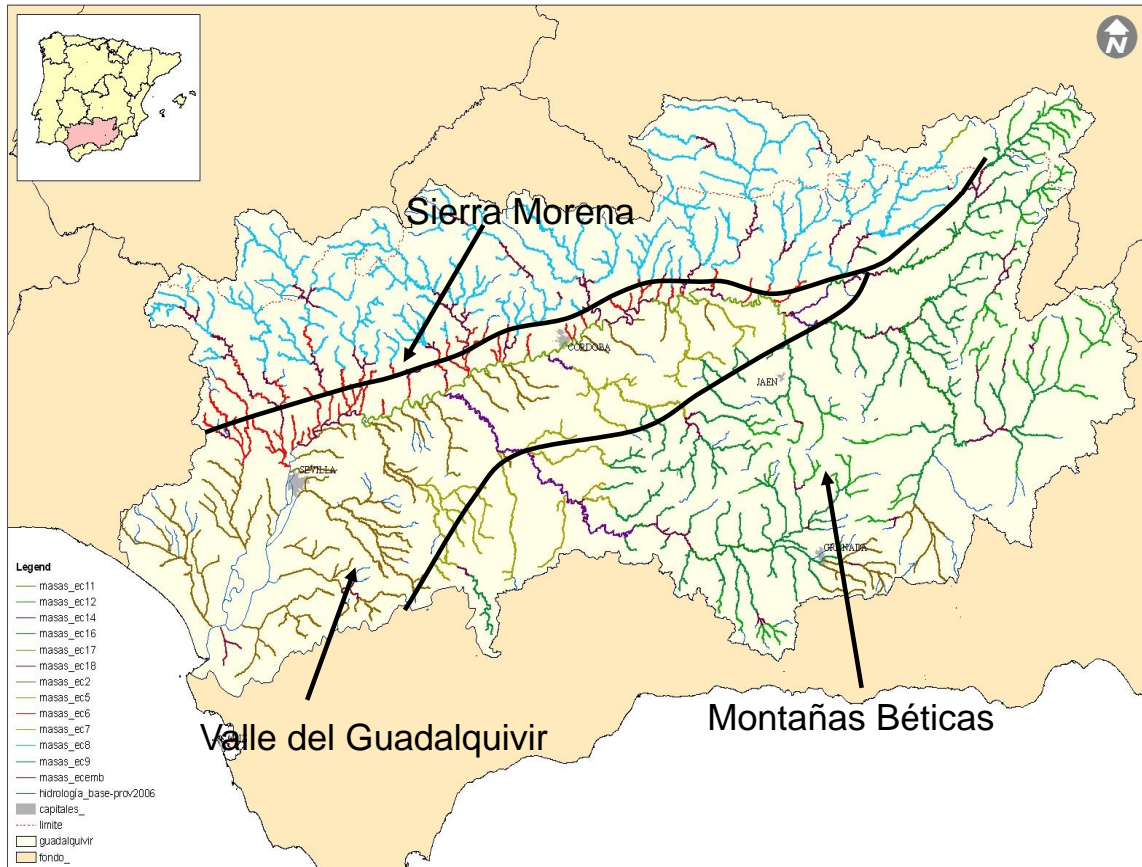


Figura 1. Clasificación de los tramos de las cuencas del Guadalquivir. El mapa está redibujado a partir del documento de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Cada color indica una tipología fluvial. Las líneas negras separan las tres grandes unidades geológicas de la cuenca: Sierra Morena al Norte, Montañas Béticas al sur y este y Valle del Guadalquivir en medio.

ESTACIONES DE MUESTREO

Durante la primavera (marzo a junio) de 2004 y 2005, se tomaron muestras en 110 sitios distribuidos en los ríos y arroyos a lo largo de la cuenca del Guadalquivir (Figura 2). En aquellos sitios situados cerca de un embalse, se tomaron muestras aguas abajo de la presa, dejando atrás cualquier construcción artificial o canalización.

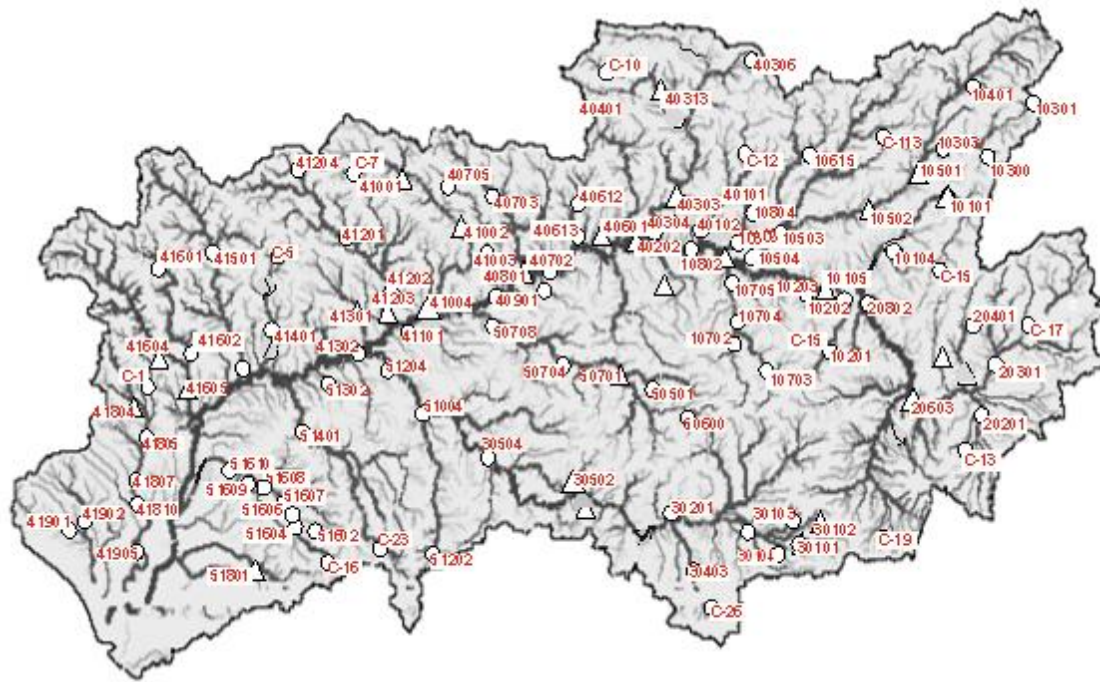


Figura 2. Situación de los puntos de muestreo. La localización exacta se presenta en el Anexo I. Los puntos señalados con un triángulo están aguas abajo de un embalse.

En cada sitio, se eligió un segmento del río 100 m de largo o más, en la medida de lo posible no muy sombreado. El segmento se estableció de acuerdo a la heterogeneidad del hábitat y la disponibilidad de sustrato. Siempre que fue posible, en cada sector se muestrearon zonas de rápidos, ya que las zonas de corriente muy lenta (<20 cm/s) permiten establecer diatomeas poco adheridas y depositar limo y otros desechos. Las muestras fueron recolectadas a cierta distancia de las orillas para evitar pozas y aguas estancadas que podrían no reflejar las características del lugar, así como sustratos que hubieran permanecido fuera del agua y por lo tanto podrían estar cubiertos por diatomeas aerófilas.

En todos los sitios se midieron *in situ* conductividad y pH usando sondas HANNA HI9033 y HANNA HI 9025 respectivamente. Para medir el oxígeno y la temperatura se empleó una sonda combinada YSI 550a. La velocidad de corriente se estimó midiendo el tiempo que necesitaba un objeto flotante pequeño para recorrer una distancia de, al menos, diez metros siempre que se pudiera.

Las muestras para los análisis químicos fueron recolectadas y analizadas por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG), como parte de la vigilancia de rutina de la cuenca. Estas muestras se tomaron mensualmente en la mayoría de los sitios y cada dos meses en los demás. No se ha dispuesto de datos completos de todos los tramos en que se muestrearon diatomeas. Los nutrientes analizados fueron: nitrato, nitrito, amonio y fósforo reactivo soluble (SRP) en 37 tramos de muestreo (aunque de 71 de ellos hay datos de los compuestos nitrogenados). Además, en 35 sitios también se analizaron pesticidas totales, atrazina, metales pesados y metaloides (Zn, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg y As).

CARACTERIZACIÓN DEL MEDIO

Para la caracterización del medio se utilizaron unas hojas de campo que recogían información relativa a la química del agua, estructura del sustrato, vegetación acuática macroscópica y de ribera, estructura del cauce, presencia de elementos de heterogeneidad, etc. En el Anexo III se presentan los ítems recogidos en estas hojas.

La información recabada estaba dirigida a caracterizar el hábitat. En este trabajo esta información se utiliza para analizar cómo diversos elementos ambientales, diferentes a la química del agua podrían influir en la composición y estructura de las taxocenosis de diatomeas.

Se han utilizado dos índices que integran todos estos elementos estructurales.

- a) El que hemos llamado **Índice del Valor del Hábitat (IVH)**, elaborado por nuestro grupo a partir de los RPBs (Rapid Bioassessment Protocols) de la EPA (Barbour *et al.*, 1999). Integra elementos que proporcionan heterogeneidad al cauce y que permiten el desarrollo de una biota diversa, junto con otros relativos a la estructura de la vegetación ribereña.
- b) El **Índice de Hábitat Fluvial (IHF)** (Pardo *et al.*, 2000). Es un índice adoptado por el grupo GUADALMED (Prat, 2002). A diferencia del anterior, está enfocado básicamente a determinar la posibilidad de establecimiento de una fauna macroinvertebrada rica.

MÉTODOS DE MUESTREO Y LABORATORIO

MUESTREO DE DIATOMEAS BENTÓNICAS

El muestreo de Diatomeas se realizó respetando la norma europea EN 13946 (2003) y las recomendaciones de Kelly *et al.* (1998). En cada estación de muestreo, se eligió un tipo de sustrato según la disponibilidad y en el siguiente orden de preferencia: rocas naturales, sustratos duros artificiales (como pilares de puentes), helófitos y sustratos artificiales. Los sustratos artificiales se colocaron aproximadamente dos meses antes de la toma de muestras, ya que la norma estándar sugiere al menos un mes de inmersión. Las muestras de epifiton se recogieron en los tallos y las hojas de helófitos. El muestreo se llevó a cabo en las rocas naturales en el 75% de los sitios, mientras que sustratos duros artificiales y helófitos en 18% y el 7% de los sitios respectivamente.



Figura 3. Recogida de muestras cualitativas de diatomeas epilíticas (izquierda) y de diatomeas epifíticas sobre helófitos (derecha).

Para el muestreo de rocas naturales, se recogieron 5 o 10 rocas al azar y se cepilló su superficie superior con un cepillo de dientes (Figura 3) o diferentes elementos de succión (Figura 4), dependiendo de si las piedras podían ser extraídas del cauce o no. En los sitios donde sólo había sustratos duros artificiales verticales (puentes, pilares, canalizaciones, etc) se utilizó un raspador equipado con una red colectora de Nyltal de 10 μm de \varnothing de poro (Figura 4). El raspado se hizo a una profundidad de 30 cm a fin de evitar los efectos de la variación del nivel del agua que podrían determinar la recolección de especies aerófilas. Como sustratos artificiales se emplearon tejas y ladrillos dado que sus superficies rugosas favorecen el establecimiento de diatomeas epilíticas. Los sustratos artificiales se trataron de la misma manera que las rocas naturales. El epifiton se recogió de hojas y secciones de tallos (Figura 3), descartando aquellas partes que hubieran podido estar fuera del agua y las que estaban cerca del fondo y cubiertas por sedimentos. Cuatro o cinco porciones de macrófitas de 5 cm de largo se colocaron juntas en un bote lleno con agua del grifo. En el laboratorio, los tallos y las hojas fueron raspados suavemente con un cubreobjetos. En cada sitio se tomó una muestra del sustrato más adecuado, el material recogido se homogeneizó y se fijó con formaldehído al 4% en todos los casos.



Figura 4. Muestreador para rascar paredes verticales (izquierda). Diversos materiales utilizados para el muestreo cuantitativo y cualitativo (derecha)

TRATAMIENTO Y ANALISIS DE LAS MUESTRAS DE DIATOMEAS

La eliminación de materia orgánica se realizó con el método de peróxido de hidrógeno en caliente. El tratamiento así como el montaje de los preparados permanentes en Naphrax™ se realizaron siguiendo la Norma europea EN 13946 (2003). Para los análisis con microscopía electrónica de barrido (MEB), se montaron alícuotas de material en tacos de vidrio, metalizados luego con oro-paladio.

La identificación de taxones y el conteo se llevaron a cabo utilizando un microscopio óptico Nikon E-200 con una magnificación de 1000X. Siguiendo las recomendaciones de Lobo *et al.* (1990) y Morales *et al.* (2001), se realizaron observaciones con microscopio electrónico de barrido de las muestras en las que las especies más abundantes pudieran ser fácilmente confundidas al microscopio óptico con otras de diferentes requerimientos ecológicos. Estas observaciones se realizaron con un microscopio electrónico de barrido Jeol JSM 6360 LV en el Servicio de Microscopía Electrónica de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP (La Plata, Argentina). Para calcular las frecuencias relativas se contó un mínimo de 400 valvas por muestra (Alverson *et al.*, 2003), siguiendo las recomendaciones de la Confederación Hidrográfica del Ebro (2005).

La identificación de las especies se llevó a cabo siguiendo a Krammer & Lange-Bertalot (1986; 1988; 1991 a, b), Germain (1981), Prygiel & Coste (2000), Lange-Bertalot (2001), más abundante bibliografía específica.

ESTIMA DE LA BIOMASA DE ALGAS BENTÓNICAS

Como estima de la biomasa del perifiton (y, por lo tanto, del grado de eutrofización) se midió la concentración de clorofila bentónica. Las muestras se recogieron buscando zonas de corriente, evitando orillas de agua remansada y zonas más o menos aisladas del flujo principal, así como áreas de paso frecuente de personas o animales. Dentro de lo posible, se recogieron las muestras en áreas con poco sombreado, para reducir el efecto que la limitación de luz puede tener sobre las algas bentónicas. Se buscaron rocas para tomar las muestras. Si no se encontraron, o si estaban muy cubiertas de sedimento, se muestreó o bien sobre elementos de obra civil (puentes, estaciones de aforo, etc.) o bien sobre vegetación helófitas. Cuando tampoco existían estos sustratos, se recogieron las muestras sobre sustratos artificiales (ladrillos o tejas) dispuestos con anterioridad en el río para que fueran colonizados por las algas. El procedimiento varió según el sustrato muestreado:

- 1) Sustrato roca:** se cepilló con un cepillo dental un área conocida bien delimitada de 3 piedras a lo largo del tramo. Se trató de tomar muestras abarcando las diferentes texturas, abundancia y color del perifiton (Aloi, 1990). El producto del raspado de las tres áreas se lavaba con agua del grifo, recogiéndose en una bandeja. Se medía el volumen total de esta muestra y, de él, se tomaba una alícuota de 20 ml para realizar al análisis de clorofila *a*, que se guardaba en un frasco opaco. Si había macroalgas en el cepillado, la alícuota debía contener la parte proporcional de ellas. Otra alícuota de 20

ml se usaba para el análisis del peso seco libre de cenizas y el resto de la muestra se fijaba para el posterior recuento de todas las algas. Los resultados de estas dos últimas muestras no se han utilizado en este trabajo. El procedimiento se repitió tres veces para obtener réplicas que permitieran hacer análisis estadísticos. Si había que tomar muestras en sobre civil, se usaba el mismo raspador usado para recoger diatomeas, pero midiendo la superficie raspada. El resto del procedimiento seguido fue el de las piedras naturales

- 2) **Sustratos vegetales:** se colectaron cinco fragmentos de una especie vegetal de diferentes sitios dentro del tramo y se colocaron juntos dentro de un frasco con agua del grifo. La elección de los fragmentos se hizo siguiendo las mismas pautas que para la obtención de muestras para el cálculo de índices de diatomeas, excluyendo siempre las plantas flotantes. El procedimiento se repitió tres veces. En el laboratorio se raspó cuidadosamente el biofilm para no arrancar trozos del helófito y se sacaron los trozos del mismo, dejando en el bote sólo las algas. Con esta muestra se procedió igual que con las muestras procedentes del lavado de las rocas. Después se midieron las dimensiones de los tallos u hojas cortadas, de manera que se pudiera conocer la superficie de perifiton recogida en cada frasco.
- 3) **Sustrato artificial:** se colocaron en los tramos donde el único sustrato disponible eran o el sedimento fino o materia orgánica inadecuada, como hojarasca o madera. Pasado un mes sin que hubiera habido lluvias fuertes, se volvió al punto de muestreo y se recogieron las algas que se habían desarrollado sobre los sustratos, de la misma manera que si fueran piedras naturales.

En el laboratorio se procedió a filtrar las muestras a través de filtro WATMAN GF/C. La extracción de pigmentos de los filtros se realizó en oscuridad, a 4°C, usando metanol como disolvente. La clorofila se cuantificó espectrofotométricamente según APHA (1998). Los resultados se extrapolaron a la superficie muestreada en cada caso, como una estima de la biomasa, expresándola en μg clorofila/cm². Con esta información se calculó un **Índice de Estado Trófico**, según la expresión:

$$IET = 100/\log[\text{clorofila}]$$

Para el posterior tratamiento de los datos, en cada tramo sólo se utilizaron los obtenidos en los mismos sustratos que se hubieran utilizado para la elaboración de los índices bióticos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 1. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA CUENCA

INTRODUCCIÓN

Este capítulo presenta una visión general de la estructura del ambiente y de la flora de diatomeas de la cuenca del Guadalquivir. En primer lugar se presentan los resultados obtenidos para los índices IVH, IHF e IET a nivel de cuenca completa. En segundo lugar se analiza la flora de diatomeas en términos de riqueza, diversidad y estructura general de las taxocenosis.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para el análisis del medio

En este trabajo, los índices IVH, IHF e IET, que se han propuesto como herramientas para valorar el hábitat y la producción primaria, han sido reescalados de 0 a 100 para facilitar la comparación. Luego se han definido los valores umbral de cada índice (para las cinco categorías de calidad que marca la Directiva Marco del Agua) según se indica en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1. Valores umbral las cinco clases de calidad de las masas de agua definidas en la DMA y representadas por sus respectivos colores: Muy Bueno (azul), Bueno (verde), Moderado (amarillo), Deficiente (naranja) y Malo (rojo).

Sobre 100 puntos	Escala original			Categoría y color
	IVH	IHF	IET	
100-85	150-128	100-85	100-85	Muy bueno
84-65	127-98	84-65	84-65	Bueno
64-45	97-68	64-45	64-45	Moderado
44-25	68-38	44-25	44-25	Deficiente
<25	<38	<25	<25	Malo

El IET se midió en algunas estaciones sobre diferentes sustratos (roca, sustrato artificial, vegetación), pero la valoración de los tramos fluviales se ha hecho con los datos del sustrato utilizado para la determinación del índice biótico de diatomeas (generalmente piedra). En algunas estaciones los resultados de este índice estaban enmascarados por una intensa contaminación orgánica, que inhibía el desarrollo de algas en favor de tapices

bacterianos. En estos casos la calificación se ha hecho por el sistema de los saprobios, adjudicando la calificación de Mala. En el Anexo III se encuentran los resultados obtenidos de los índices IVH, IHF e IET.

Para el análisis de las taxocenosis

Los muestreos de diatomeas se llevaron a cabo entre los años 2004 y 2005. A lo largo de este trabajo, se considera que el haber muestreado en dos años diferentes no ha supuesto ninguna traba a la interpretación de los resultados porque los muestreos se han realizado en los mismos meses. Para verificar esto se ha llevado a cabo un análisis de escalamiento multidimensional (*Multidimensional Scaling Analysis*, MDS) y se ha comprobado con un test ANOSIM (*Analysis of Similarity*) si había diferencias significativas entre las taxocenosis en función del año de muestreo.

Se presentan cuáles han sido las diatomeas más extendidas en la cuenca y cuáles han logrado poblaciones más numerosas en alguna muestra. Se ha hecho este análisis a nivel de cuenca completa y, posteriormente, considerando por separado las tres unidades litológicas que la constituyen (Sierra Morena, Valle del Guadalquivir y Cordilleras Béticas). Para eliminar la interferencia de una intensa contaminación, se ha diferenciado una cuarta unidad más, no geográfica, constituida sólo por aquellos tramos de la cuenca que se calificaron como muy contaminados simplemente por observación directa en el momento del muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis del medio

Los rangos de calidad indicados en la Tabla 1.1 se van a mantener a lo largo de esta tesis por cuestiones prácticas, para poder mostrar en una sola imagen una perspectiva general de la cuenca, pero no son correctos en el sentido más estricto porque los valores umbral deben redefinirse para cada tipología fluvial. Es decir, cierto valor de cualquiera de los índices puede indicar calidad Buena para ciertas tipologías pero calidad Moderada en otras, por ejemplo.

Esta consideración está ligada al propio concepto de *estado ecológico* que la DMA expresa. Tramos fluviales de diferente tipología pueden exhibir de manera natural diferentes condiciones ligadas a la salinidad, el orden del río, el suelo, la morfología del cauce, la textura del sustrato, el caudal, etc., que repercuten en el nivel de producción primaria bentónica (y por tanto, en el IET), en la heterogeneidad del cauce (por tanto en el IHF) y en la cobertura vegetal (por tanto en el IVH). Sin embargo, si corresponden a la naturaleza del tramo, nunca pueden indicar mal estado ecológico. Por lo tanto, es arriesgado decir *a priori* que cierto valor de cualquiera de los índices es bueno o malo. En relación a esto, el Real Decreto 355/2013 (BOE del 21 de mayo de 2013) aprueba el plan Hidrológico para la demarcación hidrográfica del Guadalquivir y establece, en función de la tipología fluvial, los valores de referencia y los umbrales entre categorías de calidad para varios índices bióticos e hidromorfológicos legislados: IBMWP (macroinvertebrados), IPS (diatomeas), QBR e IHF (índices

hidromorfológicos). La implantación en la normativa legal de dichos umbrales y los valores de referencia es una tarea que compete a la Administración y que está aún pendiente de llevar a cabo para más índices bióticos, así como para las tipologías fluviales que tienen una problemática especial (como los ríos Tinto y Odiel, paradigmáticos en lo que a contaminación minera se refiere).

Siguiendo los umbrales contemplados en la Tabla 1.1 se ha hecho una caracterización general de los tramos de río estudiados según los índices IVH, IHF e IET. En las Figuras 1.1, 1.2 y 1.3 se presentan los mapas que muestran una perspectiva del estado de la cuenca según estos índices. La figura 1.4 muestra la relación entre estos tres índices.

Existe una correlación significativa entre IVH e IHF ($r = 0,74$; $p = 0,001$). Era esperable que la correlación entre IVH e IHF sea buena. Sin embargo, en tramos bajos de riberas extensas, o bien en cursos medios que discurren por zonas llanas sometidas a sedimentación fuerte, puede haber discrepancias. En estas zonas, el sustrato a menudo es limoso, con sedimento fino casi exclusivamente y poco diverso. Frecuentemente no hay vegetación sumergida (macroalgas y/o fanerógamas) y todo ello deriva en bajos valores del IHF. Sin embargo, estos tramos pueden disponer de una cubierta vegetal bien estructurada, extensa y de calidad, lo que aumenta los valores del índice IVH.

La correlación que mantiene IET con IVH e IHF es mucho menor ($r = 0,43$ y $r = 0,32$ respectivamente, $p < 0,005$ en ambos casos), si bien ambas siguen siendo estadísticamente significativas. Esta significación puede estar motivada por el elevado número de valores implicados en el cálculo, pero no tener verdadera fiabilidad en términos ecológicos. Es esperable que, en general, cuanto más impactado está un tramo fluvial (por cultivos, urbanización, industria...) menor es la calidad del hábitat y mayor la eutrofización del sistema. Esto es coherente con una correlación significativa de IET con IVH o IHF. Pero es una simplificación de la realidad. La concentración de clorofila depende, sobre todo, de la disponibilidad de nutrientes y luz, mientras que la calidad del hábitat depende, sobre todo, de la mayor o menor heterogeneidad del cauce y de la mayor o menor conservación de la vegetación riparia natural. No todos los tramos fluviales tienen por qué estar impactados en ambas direcciones a la vez, en el hábitat y en la química del agua.

Por otro lado, hay elementos que inhiben el desarrollo de las algas, lo que se traduce en una menor concentración de clorofila bentónica, de manera que se encubre la eutrofia del agua y el IET resulta menor de lo que cabría esperar según la realidad del sistema. Tales elementos pueden ser 1) la contaminación hasta niveles polisaprobios, 2) la influencia del sustrato muestreado o 3) la limitación de luz:

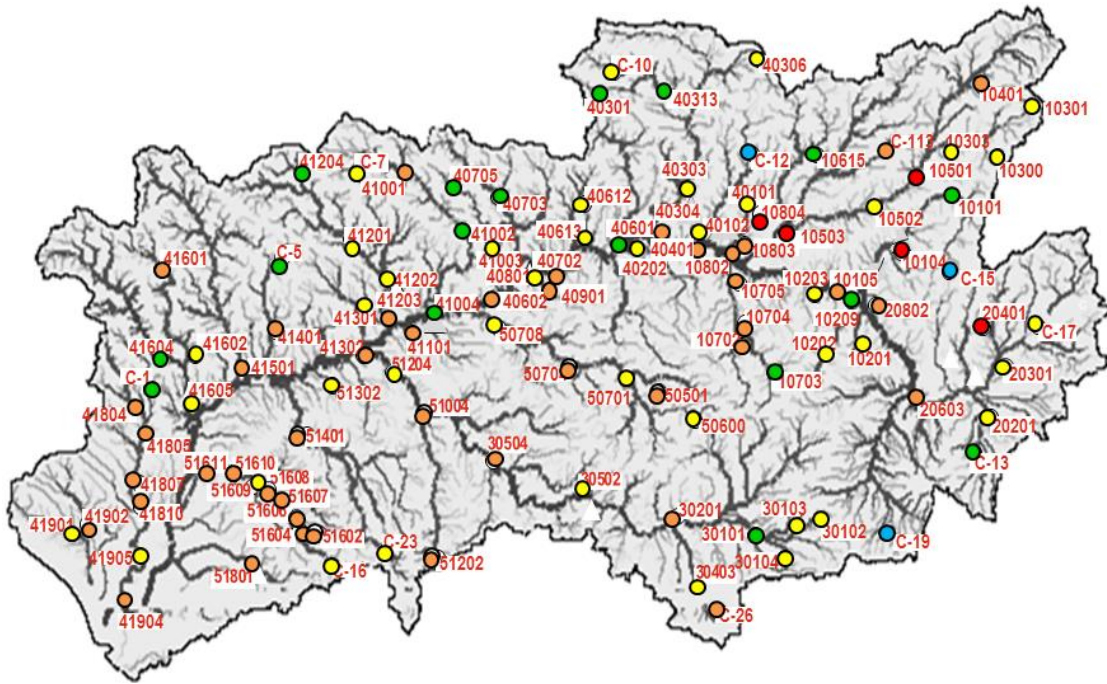


Figura 1.1. Rangos de valor del IVH medidos en la cuenca del Guadalquivir. Los colores van en función de los rangos expuestos en la Tabla 1.1.

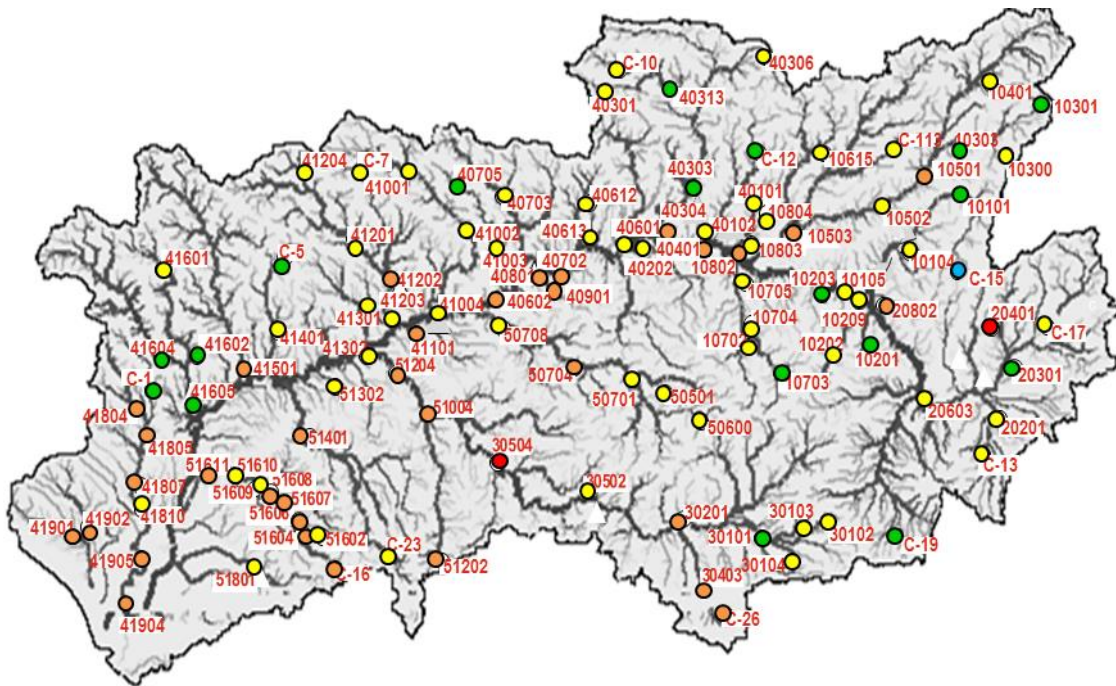


Figura 1.2. Rangos de valor del IHF medidos en la cuenca del Guadalquivir. Los colores van en función de los rangos expuestos en la Tabla 1.1.

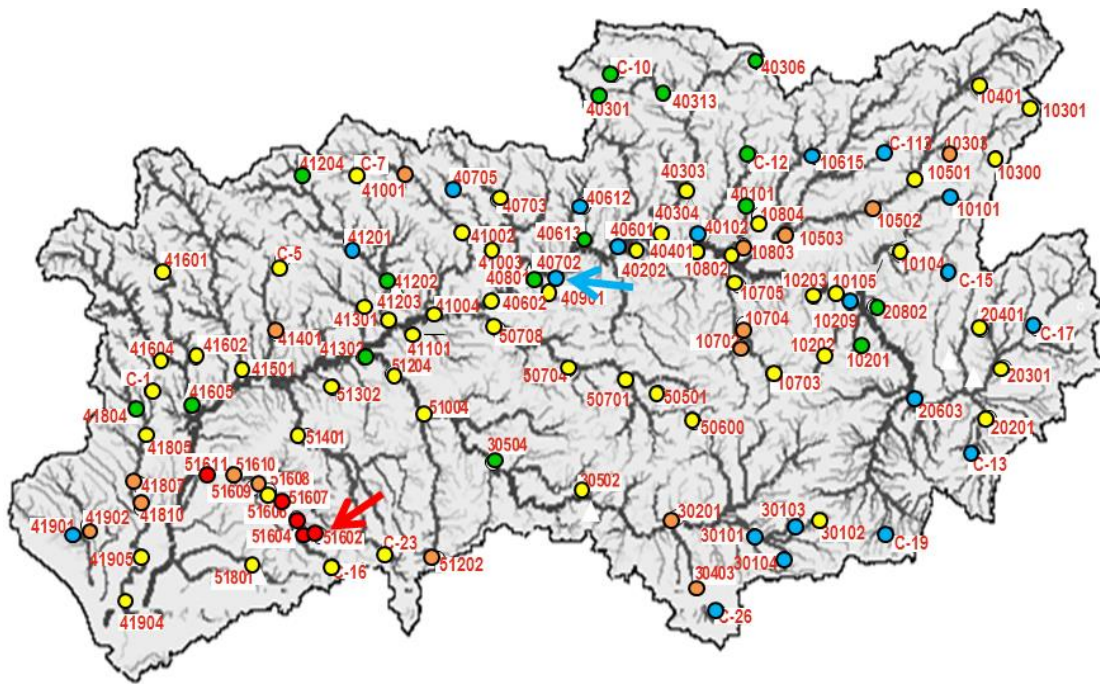


Figura 1.3. Rangos de valor del IET medidos en la cuenca del Guadalquivir. Los colores van en función de los rangos expuestos en la Tabla 1.1.

1.- En tramos que están en condiciones polisaprobias el IET alcanza valores irrelevantes ya que no hay clorofila bentónica, sino elevados crecimientos de organismos heterótrofos. Por ejemplo, el sitio 51602 (arroyo de El Cuerno, en Morón de la Frontera, Sevilla), situado en la subcuenca del Guadaira, presentó contaminación orgánica muy elevada y evidente. El desarrollo de las algas estaba mermado y el río presentaba tapices bacterianos espesos formando casi la totalidad del perifiton. En este caso la calificación se hizo por el sistema de los saprobios, adjudicando la categoría *Malo* al tramo y desestimando el valor del IET que calificaba al río como oligotrófico. En la Figura 1.3, esta estación aparece señalada con una flecha roja. Esta situación fue muy evidente en este arroyo, pero se repitió en más lugares de la cuenca.

2.-La limitación de luz y la influencia del sustrato elegido cobran especial relevancia en arroyos con sedimento muy fino. Las rocas, si están presentes, están cubiertas de sedimento. Entonces las algas bentónicas crecen sobre él. Cuanto más sedimento cubre las piedras, la comunidad tienen menos carácter epilítico y más epipélico. En este caso, la normativa recomienda para el muestreo de diatomeas bentónicas agitar las piedras levemente para eliminar los sedimentos y las valvas muertas. Este gesto elimina las algas epipélicas que aportarían clorofila bentónica al IET. Si no se agitara la piedra, no se perderían estas algas. Sin embargo, el IET obtenido podría entonces sobrevalorar la eutrofia del agua, pues las algas podrían estar aprovechando los nutrientes del agua intersticial de los sedimentos, con lo que se sobreestimarían los nutrientes del agua circulante. La siguiente opción está en muestrear sobre plantas. Pero éstas pueden no estar presentes o estar poco colonizadas, por ser brotes recientes y/o tener cutículas resistentes a la colonización por epífitos. En estos casos, la especie vegetal puede influir en el nivel de colonización y, por tanto, en la estima de la clorofila bentónica, si bien Cejudo-Figueiras *et al.* (2010) encontraron que la especie vegetal no

influencia demasiado los valores del índice biótico de diatomeas. Estos ríos, además, con frecuencia presentan aguas turbias, con mucha arcilla en suspensión. La turbiedad también dificulta el asentamiento de una comunidad de algas abundante. Esto ha sucedido en diversas estaciones de la cuenca. Por ejemplo, el río Guadalmellato en Puente Sifón (40702), presentaba en el muestreo muchos sedimentos finos y aguas muy turbias. Fue necesario muestrear sobre la vegetación. Esto, posiblemente, influyera en el bajísimo valor obtenido de clorofila bentónica (IET de 100), que lo calificaba como oligotrófico. Esta estación aparece en la Figura 1.3. marcada con una flecha azul.

3.- La limitación de luz también puede inhibir el desarrollo del perifiton, de manera que un estado eutrófico no sea detectado por el IET. Esta limitación puede deberse a un dosel vegetal espeso, pero no es lo que se ha encontrado con más frecuencia en la cuenca. Lo normal es que la limitación de luz, cuando deriva en un desarrollo bajo del perifiton en ambientes eutróficos, tenga lugar a través del fitoplancton. En tramos bajos de corriente lenta, la conjunción de aguas eutróficas y valores bajos de clorofila bentónica está motivada por el desarrollo masivo del fitoplancton, que limita el crecimiento de las algas bentónicas.

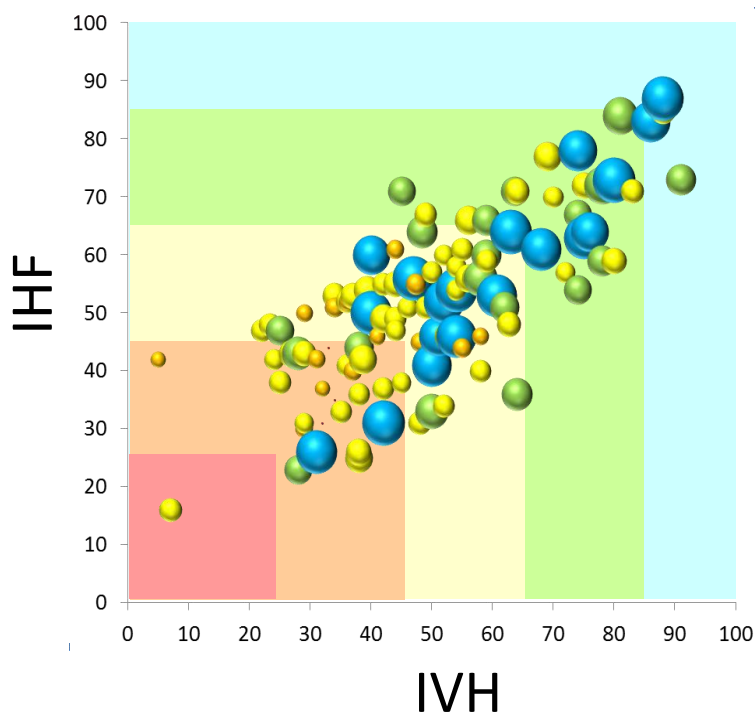


Figura 1.4. Relación entre IVH, IHF e IET. En abscisas se representan los valores de IVH y en ordenadas los de IHF. Cada punto representa cada estación de muestreo como una burbuja, cuyo tamaño es tanto mayor cuanto mayor es el IET y cuyo color es el que corresponde según la Tabla 1.1. El color del fondo también corresponde a los intervalos señalados en la Tabla 1.1 para el IVH e IHF.

Las taxocenosis de diatomeas

El análisis MDS destinado a ver la influencia que ejerce el año hidrológico sobre las taxocenosis de diatomeas se presenta en la Figura 1.6. No hay indicios de que haya diferencias estadísticamente significativas entre las taxocenosis debidas al año hidrológico. El test ANOSIM corrobora esta impresión ($p < 0,01$). Por lo tanto, se considera que pueden utilizarse los datos de 2004 y 2005 de manera global, sin necesidad de prestar atención al año hidrológico en el que se visitó cada estación.

El análisis de las taxocenosis de diatomeas derivó en la identificación de 399 taxones (generalmente especies, variedades en algunos casos) en 110 muestras, lo cual supone una riqueza notable. La Tabla 1.2. compara la riqueza de especies en relación a otras cuencas ibéricas.

El listado de taxones se recoge en el Anexo II. La mayoría de las diatomeas identificadas en este trabajo son especies infrecuentes que han aparecido una sola vez en las muestras analizadas. La Figura 1.7. da una perspectiva general de la cuenca completa. El 33% de las especies sólo se ha encontrado en un sitio. El 64% sólo han aparecido en uno o dos tramos.

Las 3 especies que se han identificado en un mayor número de muestras son *Gomphonema parvulum*, *Achnantheidium minutissimum* y *Amphora pediculus* (Tabla 1.3.).

Gomphonema parvulum y *Amphora pediculus* son especies consideradas cosmopolitas, frecuentes en medios de con medio y alto grado de eutrofia (más alto para *G. parvulum*), aunque no confinados a éstos. Hay taxones parecidos que, actualmente, están reconocidos como especies diferentes pero que en los trabajos rutinarios de monitorización, pueden no haber sido discriminados. Por ejemplo, *Amphora indistincta* (Levkov 2009) es muy semejante a *A. pediculus*, aunque diferenciable al microscopio óptico por las areolas de las estrías dorsales. En este trabajo se han contado juntas porque los análisis de las muestras se llevaron a cabo antes de la definición de *A. indistincta*. Las identificaciones poco rigurosas pueden estar implicadas en la sobreestimación del carácter cosmopolita de las especies, lo cual podría haber sucedido en el caso de *Amphora pediculus* y *A. indistincta*, durante mucho tiempo contabilizadas juntas. De hecho, Levkov (2009) señala a *A. indistincta* como una especie muy frecuente en aguas oligotróficas y a *A. pediculus* como una diatomea muy frecuente, a menudo dominante en el perifiton, que se puede encontrar en aguas eutróficas y moderadamente contaminadas. No obstante, otras fuentes bibliográficas indican que *A. indistincta* también es

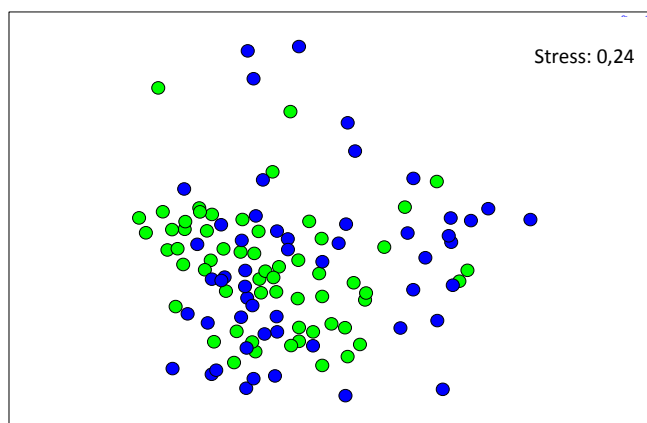


Figura 1.6. Análisis MDS. Cada símbolo representa un tramo fluvial. Dos tramos aparecen tanto más cercanos entre sí cuanto más parecida sea su flora diatomológica. Se han omitido los nombres de las estaciones para que el gráfico sea más comprensible. En azul, los tramos muestreados en 2004; en verde, los muestreados en 2005.

de aguas eutróficas (Bey et Ector, 2013). Esta consideración puede hacerse extensiva a otros géneros como *Achnantheidium* (ver capítulo 2) o *Nitzschia* (ver capítulo 4).

Tabla 1.2. Número de especies encontradas, número de muestras analizadas y relación entre ambas en varias cuencas ibéricas. Datos de Blanco *et al.* (2010) y de este proyecto.

	Cuenca del Norte	Ebro	Duero	Guadalquivir
Nº especies	406	347	429	399
Nº muestras	394	190	137	110
Relación entre ambas	1,03	1,82	3,13	3,62

Las especies que han ocupado mayores porcentajes en alguna estación han sido *Achnantheidium biassolettianum*, *A. minutissimum*, *Amphora pediculus*, *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia frustulum*, *Nitzschia capitellata* y *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. En general, a nivel de cuenca, las especies más extendidas son de ambientes meso a eutróficos o, en el caso de *A. minutissimum*, propias de medios cambiantes (Tabla 1.3.).

Para una visión general de las posibles diferencias en las taxocenosis de diatomeas debidas a la variabilidad hidrogeológica de la cuenca del Guadalquivir, se ha comparado la frecuencia de aparición de las especies en las 3 grandes unidades geológicas en que se puede dividir la cuenca (Figura 1): Sierra Morena, Montañas Béticas y Valle del Guadalquivir. Con el fin de eliminar la interferencia de una intensa contaminación, se ha diferenciado una unidad más con sólo aquellos tramos de la cuenca que se calificaron como muy contaminados simplemente por observación directa en el momento del muestreo.

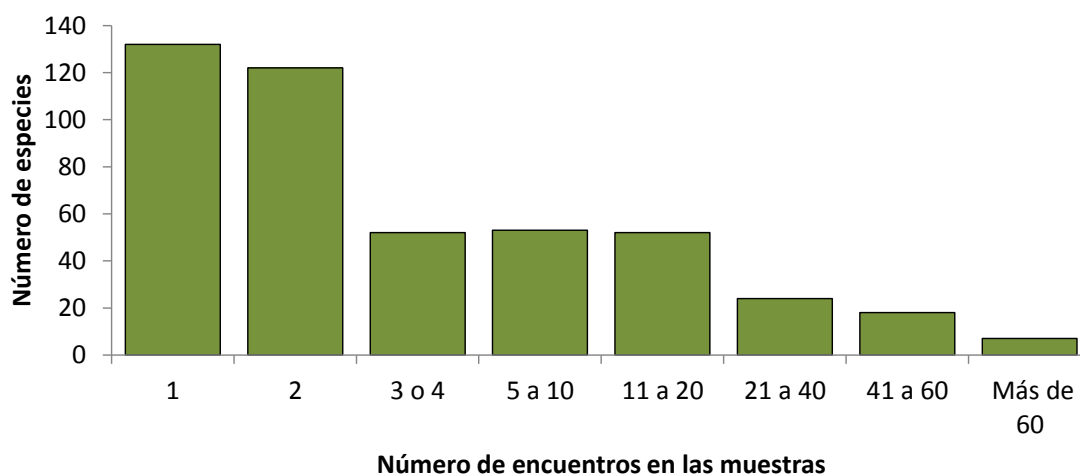


Figura 1.7. Histograma que ilustra la gran abundancia de especies infrecuentes. La mayoría de las especies sólo se ha encontrado en una o dos muestras.

Tabla 1.3. Especies más extendidas en la cuenca. Los datos de las celdas aluden al porcentaje de muestras de cada unidad en las que han aparecido las especies indicadas en la tabla. Las unidades son: SM, Sierra Morena; CB, Cordilleras Béticas; VG, Valle del Guadalquivir; C, Tramos contaminados. Las celdas están resaltadas en color cuando se supera el 75% (color oscuro) o se está entre el 50 y 75% (color claro).

ESPECIE	SM	CB	VG	C	% en 3 unidades (SM, CB y VG)	% en las 4 unidades
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	95	82	60	31	79	67
<i>Amphora pediculus</i>	81	78	70	8	76	59
<i>Gomphonema parvulum</i>	78	58	70	77	69	71
<i>Achnanthydium saprophyllum</i>	57	80	60	31	66	57
<i>Nitzschia inconspicua</i>	65	60	60	46	62	58
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	46	64	70	23	60	51
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	43	67	70	23	60	51
<i>Planothidium frequentissimum</i>	57	51	55	23	54	46
<i>Ulnaria ulna</i>	76	51	20	38	49	46
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>dissipata</i>	43	56	45	31	48	44
<i>Nitzschia frustulum</i>	16	53	70	77	47	54
<i>Nitzschia palea</i>	43	40	55	69	46	52
<i>Navicula gregaria</i>	24	42	70	31	46	42
<i>Navicula tripunctata</i>	22	64	45	8	44	35
<i>Cocconeis pediculus</i>	57	44	25	0	42	32
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	49	24	50	38	41	40
<i>Nitzschia amphibia</i> var. <i>amphibia</i>	51	33	35	31	40	38
<i>Navicula reichardtiana</i>	51	31	35	8	39	31
<i>Navicula veneta</i>	24	38	55	92	39	52
<i>Cymbella affinis</i>	49	53	15	0	39	29
<i>Nitzschia fonticola</i>	65	22	20	0	36	27
<i>Eolimna subminuscula</i>	16	40	50	46	35	38
<i>Navicula lanceolata</i>	5	27	60	0	31	23
<i>Tryblionella apiculata</i>	11	31	40	54	27	34
<i>Gomphonema truncatum</i>	59	9	5	0	24	18
<i>Tryblionella hungarica</i>	16	4	45	77	22	36
<i>Navicula recens</i>	3	4	45	54	17	26

Hay 27 especies que han tenido una frecuencia de aparición de, por lo menos, el 50% de los tramos de alguno de los 4 grupos establecidos (Tabla 1.3.). Hay 8 especies que están en más del 50% de los tramos de las tres unidades hidrogeológicas, aunque, en los puntos contaminados puedan ser menos frecuentes. Estas son: *Achnanthydium minutissimum* (frecuencia de aparición del 79% de los tramos si se consideran las 3 unidades hidrogeológicas y del 67% si se considera también los tramos contaminados), *Amphora pediculus* (76% y 59% respectivamente; es muy poco frecuente en los tramos más contaminados), *Gomphonema parvulum* (69% y 71% respectivamente, es decir esta especie es la más frecuente si se consideran los 4 grupos), *Achnanthydium saprophyllum* (66 y 57% respectivamente), *Nitzschia inconspicua* (62% y 58% respectivamente), *Rhoicosphenia abbreviata* y *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (ambas con el 60% y 51%) y *Planothidium frequentissimum* (54% y 46%).

12 han sido las especies que han tenido una frecuencia de aparición mayor del 50% en Sierra Morena. Siguiendo a las mencionadas anteriormente (*Achnanthydium minutissimum*, *Amphora pediculus* y *Gomphonema parvulum*), la más frecuente ha sido *Ulnaria ulna* (76%). Esta especie es poco exigente en cuanto a las características del agua. Tolerancia ciertos niveles de mineralización del agua, aunque es de agua dulce y, según los valores que le asignan los

índices bióticos, es bastante tolerante a contaminación media. Después de *U. ulna*, las más extendidas en Sierra Morena han sido *Nitzschia fonticola* y *Nitzschia inconspicua* (ambas en el 65% de los tramos) y *Gomphonema truncatum* (59%).

Aunque la mayoría de las especies más frecuentes en Sierra Morena son relativamente ubicuas en todas las zonas, hay algunas excepciones. Por ejemplo, *Nitzschia fonticola*, *Gomphonema truncatum* y *Cocconeis pediculus* no se han encontrado en tramos muy contaminados. Ambas especies se encuentran también en las Cordilleras Béticas y el valle del Guadalquivir, pero en menor frecuencia. Parece que prefieren aguas poco mineralizadas silíceas, como son las de los ríos de Sierra Morena.

13 especies han tenido más de un 50% de frecuencia de aparición en las Cordilleras Béticas. *Achnanthydium minutissimum* sigue siendo la especie más frecuente (82%), seguida de *A. saprophilum* (80%) y *Amphora pediculus* (78%). La mayor proporción de *A. saprophilum* en las Cordilleras Béticas que en Sierra Morena podría estar influenciada por la contaminación en la margen izquierda del Guadalquivir, aunque también las aguas son, de manera natural, más mineralizadas, lo que podría ejercer cierta influencia. Otras especies muy frecuentes son *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Navicula tripunctata*, *Rhoicosphenia abbreviata* y *Nitzschia inconspicua*, (con más del 60%). *Gomphonema parvulum*, la más frecuente en conjunto de toda la cuenca, sólo está en el 58% de los puntos (frente al 78% que tiene en SM) y ocupa el 7º lugar en vez del 3º que ocupa en la unidad SM.

Hay 15 especies que han tenido por lo menos el 50% de frecuencia de aparición en el Valle del Guadalquivir. Lo que se observa, en rasgos generales, es que esta unidad es intermedia entre las de las Sierras Béticas y los puntos más contaminados. Por una parte, porque el Guadalquivir recibe un mayor aporte de agua de la zona calcárea (de forma que sus aguas tienen un contenido alto de calcio) y, por otra, porque esta zona es la más poblada y, por lo tanto, la mayor parte de sus tramos están contaminados en mayor o menor medida. Hay 6 especies que aparecen como más frecuentes y con el mismo porcentaje (70%); *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula gregaria*, *Nitzschia frustulum* y *Rhoicosphenia abbreviata*. Les siguen en importancia *Achnanthydium minutissimum*, *A. saprophilum*, *Nitzschia inconspicua* y *Navicula lanceolata* (60%). Esta última, sin embargo, sí que puede considerarse característica de esta zona. No aparece en los tramos muy contaminados y es poco frecuente en las otras dos unidades (CB y, sobre todo, SM).

Sólo 7 especies se han encontrado en por lo menos el 50% de los tramos contaminados. La más frecuente y característica es *Navicula veneta* (92%). Otras muy frecuentes (con el 77%) son *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia frustulum* y *Tryblionella hungarica*. Les siguen en importancia *Nitzschia palea*, *Navicula recens* y *Tryblionella apiculata*.

Se han encontrado especies exclusivas de uno solo de estos cuatro grupos (Tabla 1.4.).

Sierra Morena es una zona que se caracteriza por tener sustratos de rocas primarias (silúricas): pizarras, esquistos y granitos; con predominio de silicio y, relativamente, poco calcio. Es una zona comparativamente menos poblada que el resto de la cuenca y está destinada sobre todo a ganadería extensiva, aunque hay zonas con minería para la extracción de metales a partir de piritas. 87 especies son exclusivas de la Unidad Sierra Morena. La mayoría de ellas están presentes en menos del 5% de los tramos muestreados. Las más frecuentes son: *Karayevia clevei* (en el 22% de los tramos), *Cymbella leptoceros*, *Geissleria*

schoenfeldii, *Staurosira construens* var. *binodis*, (todas ellas en un 14% de los tramos). En Sierra Morena es donde más especies exclusivas se han encontrado, tanto de manera absoluta como en relación al número de muestras analizadas (Tabla 1.4.). Las muestras recogidas en esta zona presentaban una elevada diversidad.

Tabla 1.4. Especies exclusivas de cada una de los cuatro grupos. Se muestra también el número de estaciones de muestreo de cada grupo y la relación entre ambas variables. SM, Sierra Morena; CB, Cordilleras Béticas; VG, Valle del Guadalquivir; C, Tramos contaminados.

	SM	CB	VG	C
Número de especies exclusivas (N₁)	87	51	17	10
Número de estaciones de muestreo (N₂)	37	45	20	13
Especies exclusivas por estación (N₁/N₂)	2,4	1,1	0,9	0,8

La Cordilleras Béticas constituyen una zona que se caracteriza por tener sustratos variados, pero en los que predominan rocas calcáreas diversas: calizas, dolomitas, yesos..., es decir, sustratos que determinan un alto contenido de calcio en el agua. 51 especies son exclusivas de esta unidad. Se distribuyen de forma muy dispersa, sólo 2 especies se han encontrado en más del 5% de los tramos estudiados: *Fragilaria capucina* var. *perminuta* y *Psammothidium subatomoides* se han localizado en el 7% de los tramos. La razón de esta dispersión puede deberse a una mayor variabilidad de sustratos así como unas grandes diferencias en altitud, lo que determina variabilidad de tipos hidrogeológicos, además de un uso más variado del territorio, predominando una gran extensión con cultivos tanto de secano como de regadío y una población humana bastante elevada.

El valle del Guadalquivir es una zona que se caracteriza por tener terrenos terciarios y cuaternarios, entre los que el río y sus principales afluentes han ido excavando sus cursos. Lógicamente, es la zona más poblada y la más intensamente transformada, aunque la actividad primordial es la agricultura. Al final de la cuenca y, ocupando su marisma y la flecha de arena que la cierra, está el Parque Nacional de Doñana, alguno de cuyos ríos se han incluido en este estudio. El sustrato del resto del valle del Guadalquivir también es básicamente calcáreo y recibe por la margen derecha, en su curso bajo, algunos afluentes (por ejemplo, Guadaira y Salado) que atraviesan rocas evaporíticas, muy solubles, que confieren al agua una salinidad bastante elevada (entre 2 y 13 mS/cm de conductividad en muchos cauces). No obstante algunos de los tramos de río de esta zona no se han incluido en esta unidad sino en la de tramos contaminados, ya que al no poder ser usados en abastecimiento y regadío, tradicionalmente se han usado como cloaca a cielo abierto (Gallardo-Mayenco, 1991; Gallardo-Mayenco *et al.*, 2004). El Valle del Guadalquivir, además, es la zona en la que se sitúan las principales poblaciones de Andalucía. Aunque los tramos de río de esta zona y, sobre todo, los situados en el cauce principal del río comparten especies con las otras dos unidades (más con las Montañas Béticas, ya que químicamente las aguas son más parecidas), hay 17 especies exclusivas de esta unidad. La mayoría están sólo en el 5% de los tramos. Sólo son más

frecuentes *Caloneis permagma*, *Diploneis pseudovalis*, *Nitzschia prolongata* var. *hoecnkii* y *Stephanodiscus neoastraea*.

En los 20 tramos de muestreo considerados como contaminados se han encontrado 10 especies exclusivas. Este conjunto de tramos está constituido mayoritariamente por dos subcuencas sumamente perturbadas: las de los ríos Guadaira (situado casi completamente en el Valle del Guadalquivir) y Guadiel (situado en la unidad Sierra Morena). Además hay algunos otros puntos muy contaminados dispersos por la cuenca. Las especies exclusivas de estos tramos tienen baja frecuencia de aparición y corresponden al hallazgo de sólo unas pocas valvas en alguna muestra, ya que hay pocos tramos incluidos en este grupo. Esta circunstancia no permite hablar de especies exclusivas de esta unidad no geográfica. Además, la presencia de algunas de estas especies puede responder, más que a la contaminación, a la inclusión en este grupo del río Guadaira que es un río salado. De hecho, algunas de estas especies son *Nitzschia vitrea* var. *salinarum*, *Pleurosigma salinarum* y *Thalassiosira pseudonana*, que son propias de medios mineralizados.

CONCLUSIONES

Aunque se ha discutido la necesidad de relativizar los valores de los índices a la tipología fluvial, una visión general de los valores obtenidos de los índices en el análisis general de la cuenca (Figuras 1.1., 1.2 y 1.3.) podría resultar frustrante de cara a la búsqueda de estaciones de referencia para la aplicación de la DMA. Los tramos de referencia deberían presentar valor alto del hábitat (índices IHF y IVH) y buena calidad del agua según los índices bióticos de diatomeas y el IET, entre otros requisitos. Hay pocos tramos que cumplan todos los requerimientos y la mayoría de los que hay están en la cabecera de los ríos. Es aún más difícil definir tramos de referencia en tramos medios o bajos. El hecho de que hacen falta referencias para cada tipología fluvial complica la tarea.

Dada la dificultad inherente al establecimiento de masas de agua de referencia y umbrales de calidad, la solución que con frecuencia se ha ido llevando a la práctica ha sido la de recurrir al criterio de experto. Esta metodología básicamente consiste en elegir como referencia una masa que, aunque tenga impactos antrópicos evidenciados por algún indicador, esté en mejor situación que otras masas de agua de la misma tipología. Una vez elegida la masa de agua, para cada tipología, se deben delimitar los valores umbral que definen cambios de categoría de calidad. Estas obligaciones quedan en manos de personas expertas en la materia, que conozcan el funcionamiento de los indicadores fisicoquímicos y biológicos y que deben decidir con criterios técnicos y científicos. Las decisiones de los expertos en ocasiones son intuitivas y se fundamentan en encontrar el equilibrio entre el rigor científico y el compromiso que genera su decisión en la Administración, que debe rendir cuentas de la calidad de sus masas de agua. Esta situación implica que sea posible que una masa con un grado de alteración notable quede catalogada como de calidad Buena si se encuentran argumentos que justifiquen que dicha masa corresponde a una tipología en particular.

Por ejemplo, los ríos Tinto y Odiel están sometidos desde hace milenios a AMD (*acid mine drainage* o drenaje ácido de minas) por la actividad minera de las cuencas. En la Orden de 2 de julio de 2013, (por la que se dispone la publicación de las determinaciones de contenido normativo del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Tinto Odiel y Piedras aprobado por el Real Decreto 1329/2012, de 14 de septiembre) se definían unas condiciones de referencia y umbrales de calidad para diversos indicadores químicos y biológicos en las tipologías de los ríos de la Demarcación Tinto, Odiel y Piedras. Sin embargo, había una tipología dentro de esta gran cuenca, la tipología 19 (denominada ríos Tinto y Odiel) que incluía a los tramos afectados gravemente por AMD. Muchos de los tramos de la tipología 19 podrían haberse encuadrado en otras tipologías como la 6 (Ríos silíceos del piedemonte de la Sierra Morena) u 8 (Ríos silíceos de baja montaña mediterránea), que también se encuentran en las cuencas del Tinto y el Odiel y tienen legisladas las condiciones de referencia y los umbrales de calidad para los indicadores biológicos. En la tipología 19 no hay definidos estos límites y condiciones. Recientemente ha estado en proceso la escisión de esta tipología en otras dos, una para el Tinto y otra para el Odiel, hasta que en el Real Decreto 817/2015 de 11 de septiembre (BOE 219 del 12 de septiembre de 2015) esta escisión ha sido efectiva: la tipología 19 corresponde al Tinto y la 19bis al Odiel. No obstante, está aún en proceso la determinación legislativa de los umbrales para los indicadores biológicos y las estaciones de referencia. La elección de ambos es compleja, porque son ríos con una afección antrópica por acidez y metales muy fuerte y a la vez muy antigua, en la que no es fácil discriminar cuánto corresponde al estado basal de los ríos, que están en una franja con ARD (*acid rocks drainage* o drenaje ácido de rocas). Gómez-Ortiz et al. (2014), han indagado al respecto y concluyen que la contaminación del Tinto tiene una parte natural muy fuerte independiente de la explotación minera, lo que justificaría la existencia de las tipologías 19 y 19bis, exclusivas para estos ríos. Y por otro lado, establecer los límites propios de la tipología 6 (Ríos silíceos del piedemonte de la Sierra Morena) u 8 (Ríos silíceos de baja montaña mediterránea) para los ríos de la 19 (Tinto y Odiel) es demasiado optimista. Es imposible, ni aun contando con cuantiosas inversiones económicas, que los ríos de esas cuencas lleguen a alcanzar tales condiciones de referencia, incluso a largo plazo. Por eso el criterio de experto puede flexibilizar las exigencias a las masas de agua de estas cuencas si se justifica la necesidad de considerar una tipología propia. No obstante y por fortuna, la búsqueda de estaciones de referencia queda fuera de las pretensiones y objetivos de este trabajo.

Por otra parte, las taxocenosis de diatomeas han mostrado diferencias a grandes rasgos entre las tres unidades litológicas que integran la cuenca. Las diferencias presentadas se manifiestan en las especies que más se extienden en cada unidad, así como en el número de especies exclusivas de cada unidad. Sierra Morena tiene más especies en exclusividad y, en general, taxocenosis más ricas. Una cuarta unidad no geográfica, la constituida por tramos de contaminación evidente a simple vista, no tiene especies exclusivas propiamente dichas. Más bien, están compuestas de especies tolerantes a la contaminación, comunes en las otras unidades, pero que adquieren un mayor protagonismo en estas aguas.

CAPÍTULO 2. APLICACIÓN DE ÍNDICES DE DIATOMEAS EN LA CUENCA DEL RÍO GUADALQUIVIR

INTRODUCCIÓN

En este capítulo se trata de responder a una de las preguntas planteadas al principio: ¿cuál de los índices de diatomeas desarrollados en otras regiones europeas se adecuaría mejor a las características de la cuenca del Guadalquivir? ¿Cuál sería más efectivo desde el punto de vista de la gestión? Para ello se han aplicado diferentes índices con el fin de verificar su aplicabilidad y evaluar, en su caso, si es necesario desarrollar un índice local o adaptar alguno de los índices disponibles.

Hay diversos trabajos que han tratado esta cuestión y, en general, los mismos índices son eficaces en diferentes partes del mundo (Torrise & Dell'Uomo, 2006; Atazadeh, *et al.*, 2007; Taylor *et al.*, 2007). Sin embargo, es imprescindible verificar su aplicabilidad antes de adoptarlos para una cuenca en particular. De hecho, en ocasiones se ha preferido diseñar un índice específico para determinadas cuencas al comprobar que los índices que se usan ampliamente eran poco o menos útiles en ellas (Potapova & Charles, 2007; Kupe *et al.*, 2007).

MATERIAL Y MÉTODOS

Cálculo de índices bióticos de diatomeas

Una vez realizados los muestreos y análisis de diatomeas epilíticas, se calcularon los índices bióticos de diatomeas IPS o Índice de Polusensibilidad Específica (CEMAGREF 1982), CEE o Índice de la Comunidad Económica Europea (Descy & Coste 1991), TDI o índice Tráfico de Diatomeas (Kelly 1998); EPI-D o Índice de Eutrofización/Polución basado en diatomeas (Dell'Uomo *et al.* 1999) y el IBD o índice Biológico de diatomeas (Prygiel & Coste 2000) mediante el programa OMNIDIA (Lecoite *et al.*, 1993). Además de facilitar la tarea, este *software* reescala automáticamente los índices entre 0 y 20, independientemente de la escala que cada índice tuviera cuando se diseñó, lo cual es muy importante para la comparación entre los índices. Los valores alcanzados por estos índices fueron asignados a cinco categorías de calidad del agua, simbolizado por colores (según la DMA): Muy Buena (azul), Buena (verde), Moderada (amarillo), Deficiente (naranja) y Mala (rojo). El límite numérico entre categorías consecutivas varía un poco entre los índices.

La mayor parte de los índices bióticos para diatomeas se basan en la fórmula de Zelinda y Marvan (1961) que, en una muestra de k especies, vendría dada por:

$$\text{Índice} = \sum_{i=1}^k \frac{A_i \times v_i \times j_i}{A_i \times v_i}$$

En la que A , v y j son, respectivamente, la abundancia relativa, el valor indicador y la sensibilidad o tolerancia de la especie i . Los índices difieren en las especies que incluyen, para las que tienen definido v y j , así como en los valores que se asignan.

Tratamiento de los datos químicos

La Confederación Hidrográfica del Guadalquivir realizó las analíticas fisicoquímicas y proveyó los datos químicos de nitrato, nitrito, amonio, fósforo reactivo soluble (SRP), atrazina, pesticidas totales, metales y arsénico. Con el objeto de tener una visión integral de las características químicas de cada sitio se calculó el valor promedio de cada parámetro químico analizado entre marzo y junio de 2004 y 2005. En cada estación de muestreo se usaron los datos químicos del mismo año en el que se muestrearon las diatomeas bentónicas. Utilizando esta información se realizaron tres Análisis de Componentes Principales (*Principal Component Analysis*, PCA) con el *software* Statistica 7.

Un primer PCA se realizó con 71 estaciones, utilizando variables físicas y químicas: conductividad, pH, oxígeno disuelto, nitrato, nitrito y amonio. El segundo PCA se realizó con las mismas variables y además con fósforo reactivo soluble (SRP) para los 37 sitios donde se midió este parámetro. Se indagó si había diferencias significativas en la posición de los sitios de muestreo respecto al eje 1 de estos PCAs según diversos factores (margen del río, usos del suelo). Esto se llevó a cabo mediante una prueba t de Student.

El tercer PCA se realizó considerando los valores de atrazina, pesticidas totales, metales y metaloides. Para determinar si existe una diferencia significativa con respecto a cualquiera de estos parámetros en sitios bajo la presión de la agricultura, respecto de los sitios con otro tipo de actividad se realizó prueba t de Student.

Integración de los datos químicos y los biológicos

Los datos físicos y químicos (amonio, nitrato, nitrito, SRP o fósforo reactivo soluble, oxígeno disuelto, conductividad del agua y velocidad de corriente), así como las coordenadas de los sitios en el primer eje del segundo análisis PCA se contrastaron con los índices de diatomeas mediante un análisis de correlación r-Pearson para determinar qué índice estaba más estrechamente relacionado con la contaminación orgánica y / o grado de eutrofia en la cuenca en estudio (Almeida, 2001; Hill *et al.*, 2001; Torrisi *et al.*, 2010). Las coordenadas del primer eje del segundo PCA se consideraron como otra variable química para probar si los valores de los índices se vieron afectados más que por una variable, por un grupo de ellas. Con el fin de evaluar cómo los índices de diatomeas pueden ser influenciados por otros aspectos relativos a la calidad del agua, se adoptó el mismo criterio considerando los tóxicos utilizados para realizar el tercer PCA y las coordenadas de los sitios. Para evaluar si los diferentes índices son comparables se calcularon correlaciones entre ellos.

También se calcularon las correlaciones de Pearson entre las variables químicas utilizadas en el tercer PCA y el porcentaje de valvas del género pionero *Achnanthydium*. Todas las correlaciones, análisis PCA y test de t-Student se realizaron con el paquete Statistica 7.

Por último, con el fin de ver las implicaciones que puede tener un error de identificación del complejo *Achnanthydium* sobre los índices IPS y EPI-D, se ha realizado la siguiente prueba: se han escogido tres especies del género, dos consideradas de aguas muy limpias (*A. minutissimum* y *A. biasolettianum*) y otra de aguas con contaminación orgánica (*A. saprophilum*). Las especies elegidas, además de tener asignados en el índice IPS valores de sensibilidad muy diferentes, son frecuentes en las muestras analizadas. Posteriormente, se han recalculado los índices en toda la cuenca, introduciendo las siguientes variaciones:

- 1) Eliminar estas tres especies de los inventarios. En este caso, el valor del índice viene dado por las demás especies de las taxocenosis que, presumiblemente, deben poder expresar la calidad del medio donde viven.
- 2) Simulando un error de identificación que denominase *A. minutissimum* a todos los ejemplares de *A. minutissimum*, *A. biasolettianum* y *A. saprophilum*.
- 3) Simulando un error de identificación que denominase *A. saprophilum* a todos los ejemplares de *A. minutissimum*, *A. biasolettianum* y *A. saprophilum*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los parámetros químicos analizados mostraron una gran variabilidad espacial en los distintos tramos fluviales estudiados, ya que se han visitado desde tramos con un severo grado de contaminación hasta otros prácticamente intactos. La Tabla 2.1. presenta un panorama general de las características químicas del agua en la cuenca, considerando conductividad, oxígeno disuelto, nutrientes y diversos tóxicos, como metales, arsénico y pesticidas.

Tabla 2.1. Promedio (X), desviación standard (SD), relación X/SD y valor máximo medido la conductividad del agua, el oxígeno disuelto, los nutrientes y diversos tóxicos.

	Promedio (X)	Desviación estándar (SD)	SD/X (%)	Valor máximo
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1,017	1,136	112	6,870
Amonio (mg N/l)	1,61	5,25	326	29,42
Nitrato (mg N/l)	1,85	2,25	122	11,46
Nitrito (mg N/l)	0,15	0,28	186	1,81
Oxígeno disuelto (mg/l)	8,76	2,22	25	11,91
SRP (mg P/l)	0,27	0,30	111	1,21
As ($\mu\text{g}/\text{l}$)	2,00	4,13	206	15,35
Cd ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0,31	120	387	5,18
Cu ($\mu\text{g}/\text{l}$)	3,92	9,19	234	40,00
Fe ($\mu\text{g}/\text{l}$)	349,93	601,51	171	3.165,50
Mn ($\mu\text{g}/\text{l}$)	161,96	265,64	164	1.079,00
Hg ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0,03	0,13	433	0,71
Pb ($\mu\text{g}/\text{l}$)	6,32	3,41	591	221,33
Zn ($\mu\text{g}/\text{l}$)	96,04	337,02	351	1.642,75
Pesticidas ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0,12	0,42	350	1,98
Atrazina ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0,00	0,01		0,07

Las figuras 2.1. y 2.2. muestran los resultados de los PCA realizados. La información relativa a estos análisis queda recogida en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Resultados del primer, segundo y tercer PCA. Factores de carga de cada variable para cada eje y varianza explicada por cada uno de éstos.

	Primer PCA		Segundo PCA		Tercer PCA	
	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2
N	71		37		34	
% Varianza explicada	39.5	20.6	39.0	19.3	38.5	17.2
Amonio	0.56	0.59	0.37	0.58		
Conductividad	0.67	-0.33	0.24	-0.44		
Nitrato	0.48	-0.72	0.31	-0.39		
Nitrito	0.69	-0.25	0.49	0.03		
Oxígeno disuelto	-0.73	-0.39	-0.36	0.19		
pH	-0.61	-0.22	-0.26	0.41		
SRP			0.51	0.34		
As					-0.001	-0.81
Cd					-0.90	0.26
Cu					-0.91	-0.07
Fe					-0.26	-0.59
Mn					-0.88	-0.27
Hg					0.12	-0.42
Zn					-0.93	0.19
Pesticidas					-0.17	-0.31
Atrazina					0.17	-0.29

Los dos PCA realizados considerando nutrientes agruparon los sitios de muestreo en relación con el pH, contenido de sales, oxígeno disuelto y contenido de nutrientes. El primer PCA incluyó la mayor parte de los sitios muestreados, pero no se consideró el SRP.

Las variables que explicaron la mayor parte de la varianza del primer eje fueron conductividad, oxígeno disuelto y concentración de nitrito, mientras que las concentraciones de nitrato y amonio fueron las que más contribuyeron a la varianza del segundo eje (Tabla 2.2.). Los sitios ubicados en los afluentes de la margen derecha e izquierda del río Guadalquivir se segregaron a lo largo del primer eje reflejando un gradiente en el grado de mineralización del agua, desde las menos mineralizadas de la margen derecha hacia las más salinas, en la margen izquierda (Fig. 2.1., izquierda). El estadístico t-Student mostró una diferencia significativa ($p < 0,05$) en la posición de las estaciones respecto al eje 1, según si pertenecen a una u otra margen. Esta segregación a lo largo del primer eje también estuvo estrechamente relacionada con las concentraciones de nitrito ($r: 0,69$) y oxígeno disuelto ($r: -0,73$), sugiriendo, por lo tanto, un grado de eutrofia y/o contaminación orgánica (más nitrito y menos oxígeno) más alto en la margen izquierda. No obstante, el nitrito es, normalmente la forma de nitrógeno inorgánico más escasa. La importancia del nitrito en este eje podría ser poco significativa, quizás relacionada con la presencia de un río en la cuenca, el Guadaira, que es, a la vez, salino y muy contaminado, con muchos nitritos. Esto podría ser la razón de que los nitritos acompañen a la conductividad, participando en la estructuración del primer eje en la misma dirección y con importancia similar.

Los puntos de muestreo situados en el cauce principal del Guadalquivir tienen una posición intermedia entre estos dos grupos ya que el curso principal recoge las aguas de los afluentes de ambas márgenes. En relación con el segundo eje, los sitios de muestreo ubicados en la margen izquierda estuvieron ampliamente distribuidos a lo largo del eje ya que algunos de estos puntos están situados en áreas contaminadas con una actividad agrícola e industrial significativa, mientras que los sitios localizados en las zonas montañosas de la margen derecha están menos impactados. Los tramos situados en los afluentes de la margen derecha del río Guadalquivir aparecieron más agrupados, en relación al segundo eje, debido a que sus características de salinidad y nivel de perturbación son más similares.

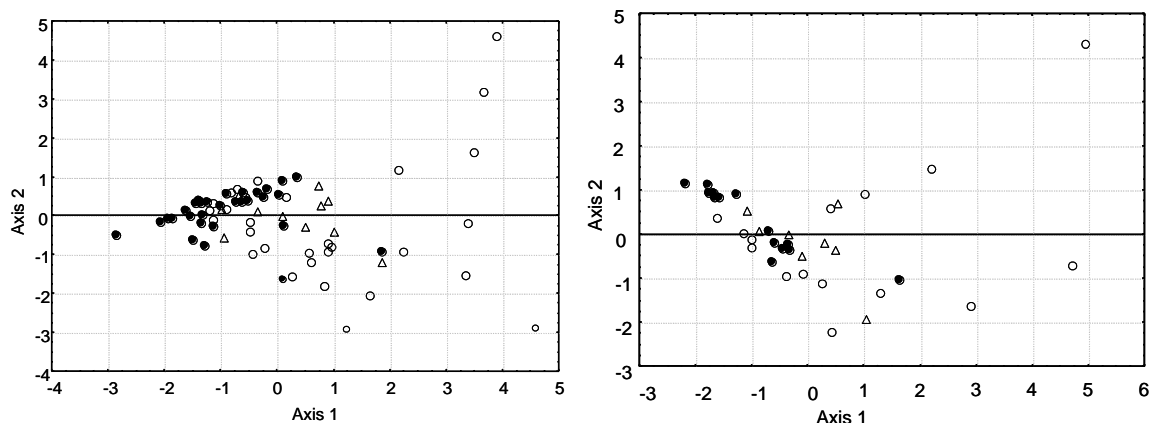


Figura 2.1. Primer PCA (izquierda) y segundo PCA (derecha), realizados con las variables fisicoquímicas. El primero no incluye el SRP (71 estaciones de muestreo); el segundo, sí (37 estaciones de muestreo). Se discriminan con diferentes símbolos los afluentes por la margen izquierda (○) y la derecha (●), así como las estaciones ubicadas en el propio cauce del Guadalquivir (Δ).

En el segundo PCA, realizado teniendo en cuenta sólo los sitios donde se midió también la concentración de SRP, las variables que más contribuyeron a la varianza del primer eje fueron las concentraciones de SRP y nitrito mientras que en el segundo eje fueron el amonio y la conductividad (Tabla 2.2 y Figura 2.1., derecha). Se pudo observar una distribución de los sitios similar a la del primer PCA. Los lugares situados en los afluentes de la margen derecha del río Guadalquivir se mantuvieron más cercanos en el gráfico y asociados a condiciones menos perturbadas. En cambio, los ubicados en los ríos que desembocan en la margen izquierda aparecieron más dispersos a lo largo del gradiente de nutrientes determinado por los ejes y reflejaron una mayor variación en el nivel de nutrientes.

El tercer PCA (Tabla 2.2. Figura 2.2.) mostró que los sitios afectados por las actividades mineras estaban claramente diferenciados del resto de las estaciones de muestreo, debido a los altos contenidos de metales en el agua. Sin embargo, no se observó segregación entre las estaciones ubicadas en zonas agrícolas y las de zonas no agrícolas. El test de t-Student no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estos dos grupos de sitios para la atrazina o los pesticidas totales.

Esto podría interpretarse como que los pesticidas no suponen un problema en esta cuenca, a pesar de la elevada actividad agrícola en el entorno. Este hecho resulta llamativo, ya que sería esperable que los pesticidas fueran más abundantes en áreas agrícolas y se observara una segregación de los tramos fluviales en función de ellos. Posiblemente, esta observación se deba a que los límites de cuantificación de los métodos de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, que no se aportaron al proyecto, fueran demasiado altos. En tal caso, concentraciones elevadas pero no demasiado de alguna de estas sustancias podrían haber pasado inadvertidas, por lo que en lo sucesivo en este estudio se ha optado por despreciar la información química relativa a estos contaminantes que ha aportado la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

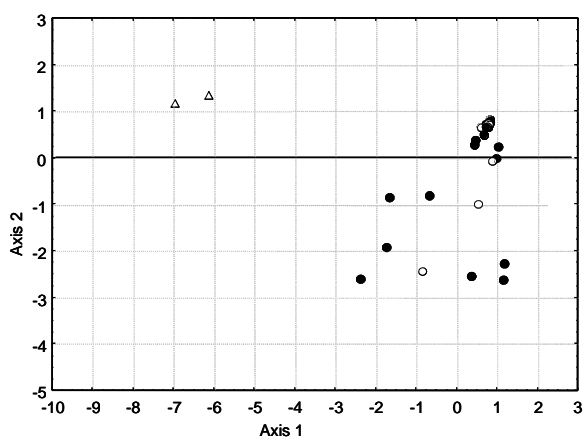


Figura 2.2. Tercer PCA, realizado con los metales, arsénico y pesticidas (34 estaciones de muestreo). Se discriminan con diferentes símbolos las estaciones de lugares con actividad minera (Δ) y con actividad agrícola (\bullet), así como aquellas libres de tales actividades antrópicas y ubicadas en áreas boscosas (\circ).

Los índices biológicos de diatomeas mostraron correlaciones significativas entre ellos según el coeficiente r de correlación de Pearson ($p < 0,001$). La correlación fue, sin embargo, mejor entre el CEE, el IPS y el EPI-D (Tabla 2.3.). Los coeficientes r -Pearson entre los índices de diatomeas y los indicadores abióticos de calidad (conductividad, velocidad de corriente, amonio, nitritos, nitratos, oxígeno disuelto, SRP, algunos metales pesados, arsénico y las coordenadas sobre el primer eje del segundo y tercer PCA, ver Tabla 2.4.), sugieren que el EPI-D refleja un poco mejor las condiciones ambientales en relación al contenido de nutrientes y sales. Ninguno de los índices calculados mostró buena correlación con la velocidad del agua.

Los datos químicos y los biológicos se contrastaron sólo en aquellas estaciones de muestreo en los que se contó con ambos tipos de datos. Pero una vez evaluada la relación entre los índices biológicos de diatomeas y la química del agua y, comprobada la efectividad de estos índices, los datos biológicos de los sitios de los que no se dispone de datos químicos podrían utilizarse a través de los índices para inferir conclusiones sobre la calidad del agua en tales sitios, al menos en términos de carga orgánica y eutrofización. Por tanto, en base a estos resultados se estimó la calidad del agua en toda la cuenca mediante el EPI-D (Figura 2.3.). Se consideraron las 5 clases de calidad que señalan Torrisi & Dell'Uomo (2006): Mala, [1-6]; Deficiente, [6-9]; Moderada, [9-12]; Buena, [12-15] y Muy Buena, [15-20]. Estos autores también consideraron categorías de transición, comprendiendo resultados que caen en $\pm 0,5$ los valores umbrales. En este análisis las categorías de transición no se consideraron con el fin de simplificar la representación. Se han respetado las categorías (con su correspondiente color) y los intervalos propuestos por Torrisi & Dell'Uomo (2006) para poder exhibir en la Figura 2.3. una visión de los valores absolutos del índice obtenidos por toda la cuenca. Para valorar el estado ecológico y acometer actuaciones al respecto, que no es el objetivo de esta

tesis, los valores del índice deberían interpretarse en función de la tipología fluvial de cada tramo de río, de manera análoga a lo que está legislado para el IPS. El IPS, que es el índice actualmente implantado en la normativa española, se interpreta según la tipología en función de lo recogido en el Real Decreto 817/2015 de 11 de septiembre (para las tipologías en las que existen condiciones de referencia) o el borrador del informe de interpolación del IBMWP e IPS (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009), para las tipologías sin condiciones de referencia definidas.

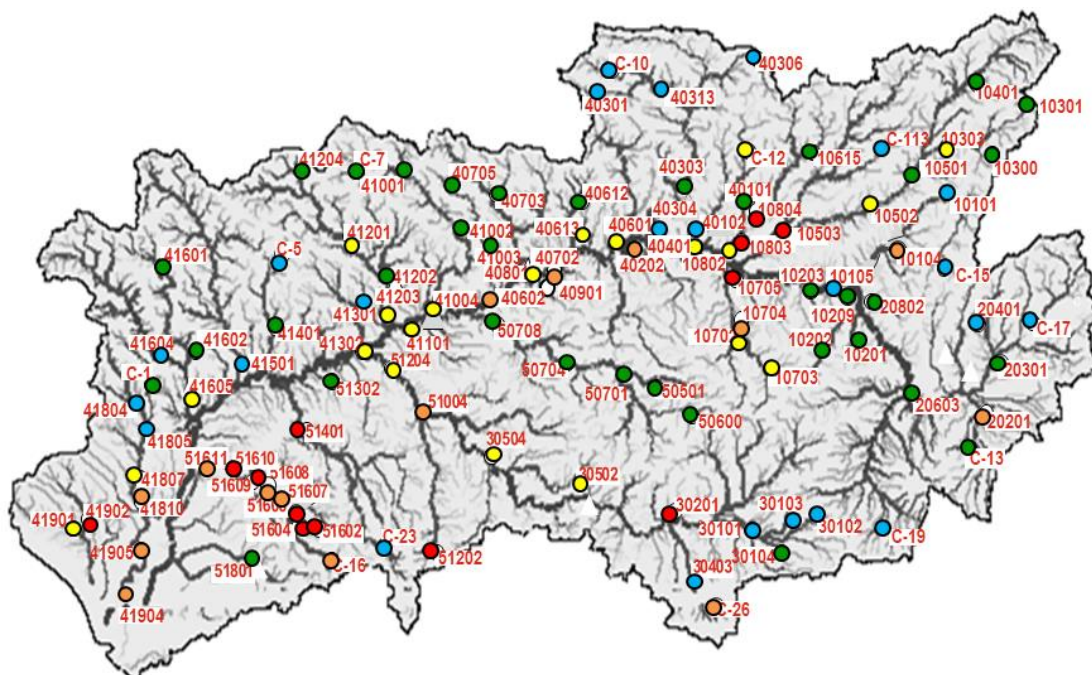


Figura 2.3. Rangos de calidad definidos por el EPI-D en la cuenca del Guadalquivir.

El desarrollo de índices bióticos se ha llevado a cabo para la evaluación de la calidad del agua. El ajuste encontrado entre los índices bióticos calculados y los indicadores abióticos de la calidad del agua indica que son herramientas adecuadas para evaluar la calidad de las aguas y, por ende, el estado trófico de un tramo de interés. El análisis de correlación de Pearson entre los índices bióticos y las variables físicas y químicas permitió determinar qué índices estuvieron más relacionados con la química del agua y, por lo tanto, cuales son más adecuados para su aplicación en la cuenca del Guadalquivir.

La velocidad de corriente no mostró ninguna influencia en los valores de los índices, aunque esta variable puede ejercer una gran influencia en las especies que se establecen en un determinado hábitat (Ghosh y Gaur, 1998; Navarro *et al.*, 2000; Soininen, 2005). La alta correlación entre los índices de diatomeas y las coordenadas del primer eje del segundo PCA sugirió que estos índices estaban más influenciados por la combinación de los parámetros que afectan al grado de eutrofia que por un solo parámetro.

El EPI-D, un índice que ha dado muy buenos resultados en los ríos mediterráneos italianos (Dell'Uomo *et al.* 1999; Torrisi & Dell'Uomo, 2006), tuvo un buen ajuste en la cuenca del Guadalquivir, probablemente debido a las similitudes climáticas entre estas áreas geográficas. Sin embargo, el IPS tiene la ventaja de haber sido utilizado ampliamente en las cuencas ibéricas desde hace años (Almeida, 2001; Agència Catalana de l'Aigua, 2003; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2003; Gomà *et al.*, 2004; Gomà *et al.* 2005; Gobierno Vasco, 2005; Penalta-Rodríguez & López-Rodríguez, 2007; Blanco *et al.*, 2008), hasta el punto de haber sido incluido en la normativa de calidad española (MAGRAMA, 2013b). Sin embargo, la alta correlación encontrada entre los índices EPI-D e IPS (0,938, $p < 0,001$) sugiere que la utilización del EPI-D no hubiera representado una diferencia importante en la calidad de la evaluación respecto al IPS.

Durante el cálculo de los índices se puso en evidencia un problema en relación a la identificación de los taxones relacionados con *Achnanthydium minutissimum*, que están ampliamente distribuidos en toda la cuenca. Potapova & Hamilton (2007) mostraron las dificultades para establecer diferencias taxonómicas y ecológicas entre morfotipos o especies del complejo *Achnanthydium minutissimum* a pesar de que hay abundante información disponible. Hay numerosas especies de *Achnanthydium* morfológicamente muy parecidas. En muchos casos, el microscopio óptico bastaría para discriminar aun entre algunas especies parecidas (Hlúbiková *et al.*, 2011), pero el microscopio electrónico es necesario en muchos casos para la diferenciación de otras especie, especialmente cuando los ejemplares son similares en tamaño y contorno valvar. No obstante, esta es una técnica de dificultosa aplicación al realizar el trabajo de rutina. El problema es que, dentro de este grupo de taxones semejantes a *Achnanthydium minutissimum* se podrían encontrar diferentes requerimientos ecológicos (Potapova & Hamilton, 2007; Ponader & Potapova, 2007).

La discriminación entre todas estas especies tiene diferentes implicaciones en el cálculo del EPI-D y del IPS.

Tabla 2.3. Coeficientes de correlación de Pearson entre los índices biológicos de diatomeas calculados. Todas las correlaciones fueron significativas ($p < 0,001$). IPS, índice de Polusensibilidad específica (CEMAGREF 1982); IBD, Índice Biológico de Diatomeas (Prygiel & Coste 2000); CEE, Índice de la Comunidad Económica Europea (Descy & Coste 1991); TDI, Índice Trófico de Diatomeas (Kelly, 1998) y EPI-D, Índice de Eutrofización/Polución basado en Diatomeas (Dell'Uomo *et al.* 1999).

	TDI	CEE	IPS	IBD
CEE	-0,718			
IPS	-0,724	0,948		
IBD	-0,778	0,855	0,883	
EPI-D	-0,781	0,928	0,938	0,859

Tabla 2.4. Coeficientes de correlación de Pearson de los índices de diatomeas con diversas variables físicas y químicas, así como con las coordenadas sobre el primer eje del segundo y tercer PCA. (*) Correlaciones significativas con $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,005$ y (****) $p < 0,001$. La ausencia de asteriscos indica que la correlación no es significativa ($n = 71$ para las variables 1 a 6, $n = 37$ para 7 y 8, $n = 34$ para las variables de 9 a 17).

	TDI	CEE	IPS	IBD	EPI-D
1. Conductividad	0,445****	-0,550****	-0,575****	-0,534****	-0,582****
2. Velocidad de la corriente	0,144	-0,025	-0,124	-0,039	-0,167
3. Amonio	0,540****	-0,649****	-0,660****	-0,556****	-0,703****
4. Nitrato	0,436****	-0,364****	-0,394****	-0,361****	-0,386****
5. Nitrito	0,563****	-0,604****	-0,656****	-0,580****	-0,673****
6. Oxígeno disuelto	-0,262**	0,313****	0,398****	0,366****	0,368****
7. SRP	0,422****	-0,659****	-0,680****	-0,367**	-0,703****
8. Coordenadas eje 1 del 2º PCA	-0,630****	0,639****	0,725****	0,545****	0,740****
9. As	0,438**	-0,560****	-0,554****	-0,416**	-0,498****
10. Cd	-0,219	0,227	0,228	0,404*	0,209
11. Cu	0,177	-0,280	-0,272	-0,119	-0,262
12. Fe	0,335*	-0,591****	-0,530****	-0,403*	-0,526****
13. Mn	0,341*	-0,462****	-0,410**	-0,303	-0,486****
14. Hg	0,089	-0,161	-0,176	-0,178	-0,086
15. Pb	0,272	-0,263	-0,289	-0,289	-0,289
16. Zn	-0,084	0,067	0,100	0,276	0,096
17. Coordenadas eje 1 del 3º PCA	-0,240	0,357*	0,315	0,155	0,355*

El IPS reconoce numerosas especies, lo cual en principio es una ventaja. Esta afirmación es extensiva al género *Achnantheidium*. La Tabla 2.5. recoge todas las especies de *Achnantheidium* que se encuentran en la base de datos (TAXAGUA) que debe usarse para el cálculo del IPS en las cuencas españolas. En TAXAGUA también se recogen otros taxones similares bajo el nombre de *Achnanthes* (en la Tabla 2.5 se ha incluido *Achnanthes minutissima* var. *jackii* como ejemplo), aunque algunos son sinónimos de *Achnantheidium* ya reconocidos por el índice. Estas especies son susceptibles de encontrarse en las muestras recogidas en las cuencas ibéricas. Además, hay algunas otras especies (Tabla 2.6.) que se han descrito en aguas europeas y que no tienen asignado un valor indicador ni uno de sensibilidad para el IPS. No hay razón para que no pudieran también éstas aparecer en las muestras de las cuencas españolas. El listado de especies candidatas a ser encontradas se amplía si se consideran especies descritas en zonas fuera de Europa, lo cual no es ilógico si se tiene en cuenta que casi todas las diatomeas más frecuentes en aguas europeas han sido citadas para otras regiones del mundo. Por ejemplo, muchas de las especies citadas como comunes en Sudáfrica¹ o incluso Nueva Zelanda² son comunes en Europa y han aparecido profusamente en la cuenca del Guadalquivir.

¹http://www.researchgate.net/publication/264195013_An_Illustrated_Guide_to_Some_Common_Diatom_Species_from_South_Africa

²<http://www.niwa.co.nz/sites/niwa.co.nz/files/import/attachments/peri2.pdf>

Si a esto se suma la similitud de formas encontradas en la abundante bibliografía, en la que pueden verse formas muy parecidas al microscopio óptico que corresponden a diferentes especies (Figura 2.4.), la situación se complica.

No obstante, la constitución del IPS protege frente a ciertos errores. Muchas especies susceptibles de confundirse mutuamente, como algunos ejemplares de *A. lineare*, *A. minutissimum* o *A. catenatum*, presentan valores de sensibilidad similares (de aguas limpias), por lo que un error de identificación no tiene por qué revestir demasiada gravedad. Análogamente, hay especies asociadas según el índice a aguas menos limpias (como *A. eutrophilum*, *A. saprophilum* o *A. straubianum*). *Achnanthydium eutrophilum* es algo más romboidal; *A. saprophilum* y *A. straubianum*, más redondeados, el primero más capitado que el segundo. En cualquier caso, una confusión entre ellos tampoco resulta grave para el valor del índice.

El problema puede surgir cuando se presentan, por ejemplo, especímenes pequeños de *A. minutissimum* con *A. saprophilum*; son difíciles de distinguir al microscopio óptico y son consideradas especies de aguas limpias y de peor calidad, respectivamente. Esto podría hacer variar mucho el valor del índice IPS si en la muestra en cuestión *Achnanthydium* es muy abundante, a pesar de que ambas especies, por ser bastante ubicuas (poco asociadas a un tipo de aguas en exclusiva), tienen asignado 1 como valor indicador.

Tabla 2.5. Especies del género *Achnantheidium* consideradas por el índice IPS (celdas naranja) y de *Achnanthes* reconocidas por EPI-D (celdas en azul). Se muestran los valores de sensibilidad o tolerancia (*j*) y valor indicador (*v*), así como el rango en el que se mueven ambos. Cada lista presenta las especies ordenadas desde las más sensibles a las más tolerantes. Nótese que *j* tiene diferente sentido en los índices, indicando sensibilidad en IPS y tolerancia en EPI-D, de manera que una especie de aguas limpias tiene *j* alto para IPS y bajo para EPI-D. La abreviatura de género (*A.*) indica *Achnantheidium* para las especies del IPS y *Achnanthes* para las especies del EPI-D.

IPS			IPS		
TAXONES	<i>j</i>	<i>v</i>	TAXONES	<i>j</i>	<i>v</i>
	1 a 5	1 a 3		1 a 5	1 a 3
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>jackii</i>	5	2	<i>A. pyrenaicum</i>	5	1
<i>Achnantheidium</i>	4,8	2	<i>A. subatomoides</i>	5	1
<i>A. subsalsum</i>	2,5	1	<i>A. subatomus</i>	5	1
<i>A. latecephalum</i>	2,6	1	<i>A. subhudsonis</i>	5	2
<i>A. eutrophilum</i>	3	1	EPI-D		
<i>A. exiguum</i>	3	2	TAXONES	<i>j</i>	<i>v</i>
<i>A. kryophila</i>	3	2		1 a 4	1 a 5
<i>A. saprophilum</i>	3	1	<i>A. hungarica</i>	3	5
<i>A. straubianum</i>	3	2	<i>A. delicatula</i>	2,8	5
<i>A. clevei</i>	4	2	<i>A. delicatula</i> ssp. <i>hauckiana</i>	2	0,1
<i>A. levanderi</i>	4	1	<i>A. clevei</i>	1,3	3
<i>A. pfiesteri</i>	4	1	<i>A. exigua</i>	1,3	3
<i>A. rivulare</i>	4	1	<i>A. ploenensis</i>	1	5
<i>A. rosenstockianum</i>	4	1	<i>A. joursacense</i>	0,8	5
<i>A. thienemannii</i>	4	1	<i>A. lanceolata</i> var. <i>elliptica</i>	0,8	1
<i>A. catenatum</i>	4,5	2	<i>A. lanceolata</i> ssp. <i>dubia</i>	0,7	3
<i>A. crassum</i>	4,6	2	<i>A. lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i>	0,7	3
<i>A. lauenburgianum</i>	4,8	3	<i>A. microcephala</i>	0,7	3
<i>A. affine</i>	5	1	<i>A. affinis</i>	0,5	3
<i>A. alteragarcillima</i>	5	1	<i>A. biasoletiana</i>	0,5	3
<i>A. atomoides</i>	5	2	<i>A. coarctata</i>	0,5	3
<i>A. atomus</i>	5	2	<i>A. laevis</i>	0,5	3
<i>A. biasoletianum</i>	5	2	<i>A. lanceolata</i>	0,5	3
<i>A. bioretii</i>	5	3	<i>A. minutissima</i>	0,5	3
<i>A. caledonicum</i>	5	1	<i>A. minutissima</i> var. <i>affinis</i>	0,5	3
<i>A. daonense</i>	5	2	<i>A. minutissima</i> var. <i>cryptocephala</i>	0,5	3
<i>A. exilis</i>	5	2	<i>A. bioretii</i>	0,3	3
<i>A. gracillimum</i>	5	1	<i>A. subatomoides</i>	0,3	3
<i>A. helveticum</i>	5	2	<i>A. minutissima</i> var. <i>gracillima</i>	0,2	5
<i>A. kranzii</i>	5	2	<i>A. daonensis</i>	0,2	5
<i>A. lapidosum</i>	5	3	<i>A. flexella</i>	0	5
<i>A. lineare</i>	5	2	<i>A. lapidosa</i>	0	5
<i>A. macrocephalum</i>	5	2	<i>A. laterostrata</i>	0	5
<i>A. minutissimum</i>	5	1	<i>A. montana</i>	0	5
<i>A. minutissimum</i> var. <i>gracillima</i>	5	1	<i>A. oblongella</i>	0	5
<i>A. minutissimum</i> var. <i>scoticum</i>	5	1	<i>A. petersenii</i>	0	5
<i>A. pusillum</i>	5	3	<i>A. trinodis</i>	0	5

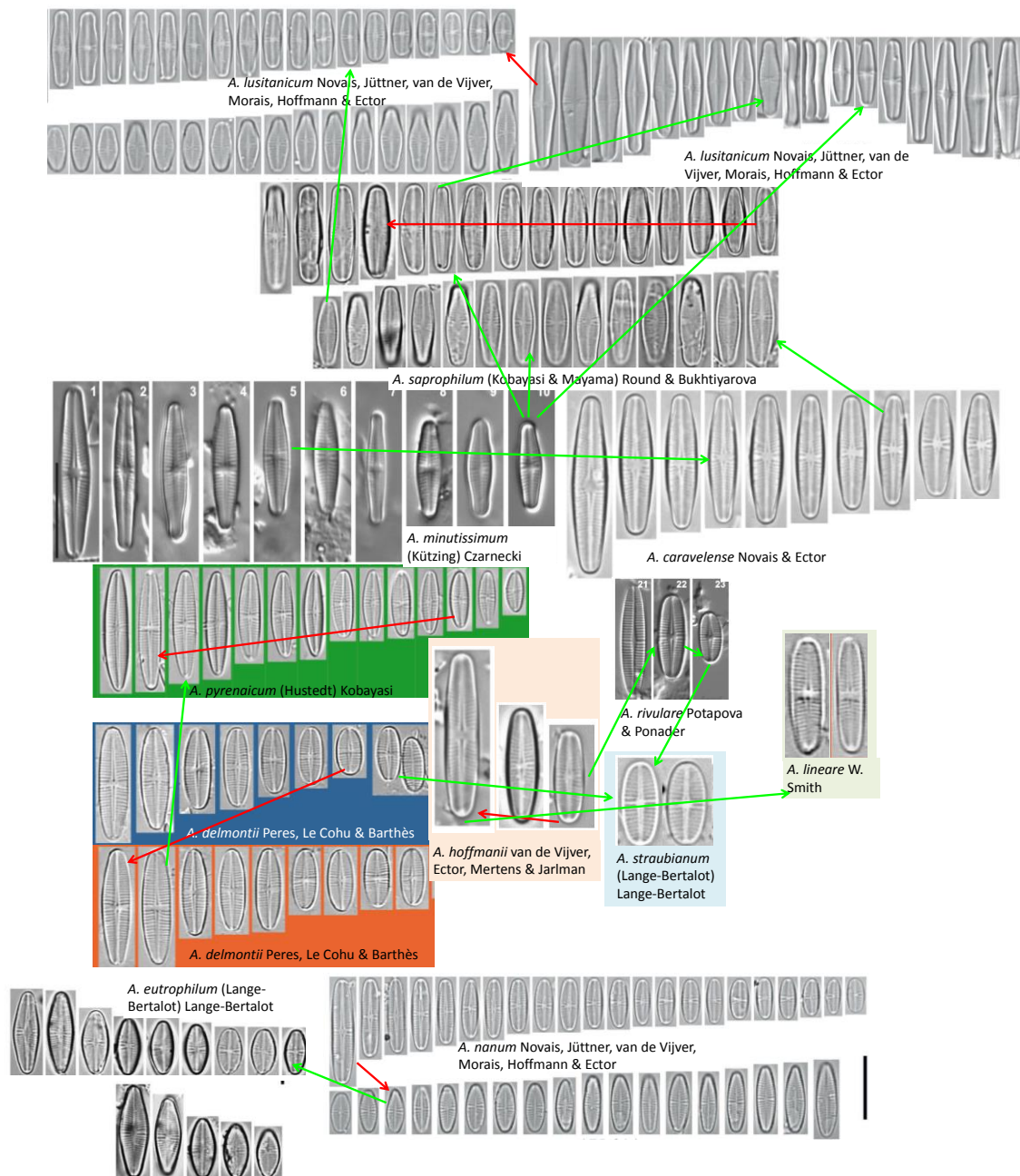


Figura 2.4. Selección de fotografías al microscopio óptico obtenidas de diferentes fuentes bibliográficas. *Achnantheidium saprophilum* y *A. eutrophilum*, de Hlúbíková *et al.*, 2011; *A. minutissimum* y *A. rivulare*, de Ponader & Potapova, 2007; *A. lusitanicum* y *A. nanum*, de Novais *et al.*, 2015; *A. pyrenaicum*, *A. delmontii*, *A. lineare* y *A. hoffmanii*, de Bey & Ector, 2013; *A. caravelense* y *A. straubianum*, de Ector *et al.*, 2015. Las flechas rojas unen especímenes de la misma especie que, aparentemente, son morfológicamente distintos. Las verdes unen ejemplares de distintas especies pero muy parecidos morfológicamente.

El índice EPI-D recoge menos especies de *Achnanthydium* y lo hace bajo el nombre de *Achnanthes* (Tabla 2.5.). Casi todos los *Achnanthes* son considerados de aguas limpias, salvo *Achnanthes clevei* (*Karayevia clevei*), *Achnanthes exigua* (*Achnanthydium exiguum*), *Achnanthes delicatula* (*Planothydium delicatulum*), *Achnanthes delicatula* spp. *hauckiana* y *Achnanthes hungarica* (*Lemnicola hungarica*) que, morfológicamente, son bien diferentes del tipo de *Achnanthydium minutissimum* y, ni aun analistas inexpertos, se deberían confundir con ellas. De manera que todas las especies “tipo *Achnanthydium*” que el EPI-D recoge son consideradas como de aguas limpias, según el valor de sensibilidad asociado. Por tanto, los errores de identificación de las especies del complejo de *Achnanthydium minutissimum* no deben de revestir mucha gravedad si no se identifican incorrectamente.

Tabla 2.6. Algunas especies descritas recientemente en Europa, el país en el que se han descrito o encontrado y la fuente bibliográfica de la que se han extraído.

ESPECIE	DETECTADA EN	FUENTE
<i>A. tepidaricola</i>	Bélgica	Van de Vijver <i>et al.</i> , 2011b
<i>A. dolomiticum</i>	Italia	Cantonati & Lange-Bertalot, 2006
<i>A. acerosum</i>	Suecia	Van de Vijver <i>et al.</i> , 2011b
<i>A. hoffmannii</i>	Suecia	Van de Vijver <i>et al.</i> , 2011b
<i>A. sublineare</i>	Suecia	Van de Vijver <i>et al.</i> , 2011
<i>A. barbei</i>	Francia	Peres <i>et al.</i> , 2014
<i>A. costei</i>	Francia	Peres <i>et al.</i> , 2014
<i>A. delmontii</i>	Francia	Peres <i>et al.</i> , 2012
<i>A. druartii</i>	Francia	Rimet & Couté in Rimet <i>et al.</i> 2010 (*)
<i>A. neomicrocephalum</i>	Francia	Krammer & Lange-Bertalot 2004 (*)
<i>A. rostroyrenaicum</i>	Francia	Jüttner, Chimonides & Cox 2011 (*)
<i>A. caravelense</i>	Portugal	Novais <i>et al.</i> , 2011
<i>A. ertzii</i>	Portugal	Van de Vijver <i>et al.</i> , 2011b
<i>A. lusitanicum</i>	Portugal	Novais <i>et al.</i> , 2015
<i>A. nanum</i>	Portugal	Novais <i>et al.</i> , 2015
<i>A. pseudolineare</i>	Portugal	Van de Vijver <i>et al.</i> , 2011

(*) En Bey & Ector, 2013

La prueba de recalcular los índices ofreció el siguiente resultado (Figura 2.5.): la inclusión de las especies frecuentes de *Achnanthydium*, esto es, *Achnanthydium minutissimum*, *A. biasolettianum* y *A. saprophilum* (se han encontrado más especies de *Achnanthydium*, como *A. eutrophilum*, *A. jackii*, etc., pero han sido mucho más escasas) ha supuesto reiteradamente un incremento del valor del índice (línea verde), tomando como base la calidad del agua que indican las demás especies de la taxocenosis (línea negra). El incremento del valor del índice es, en el caso del IPS, de **0,47 ± 1,08**. Esto puede parecer despreciable y sin grandes implicaciones en la categoría de calidad asignada a un tramo, pero significa para muchos tramos analizados un incremento de 2, 3 o incluso hasta algo más de 7 puntos. En el caso del EPI-D, el aumento es de **0,74 ± 1,15**, con un máximo de **5,6** puntos.

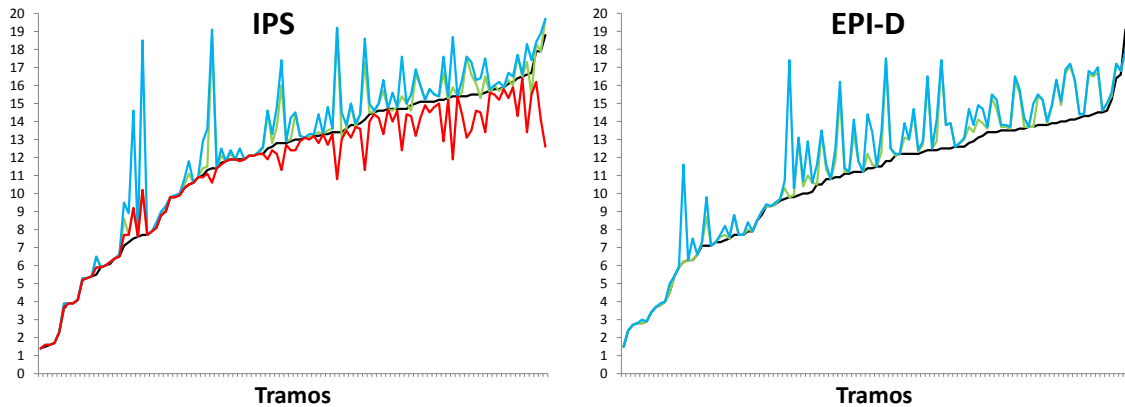


Figura 2.5. En abscisas, tramos fluviales muestreados; en ordenadas, valor del índice (IPS, izquierda; EPI-D, derecha). Los tramos aparecen ordenados según el valor del índice que proporciona la taxocenosis de las diatomeas que no son *A. minutissimum*, *A. biasolettianum* ni *A. saprophilum*, las tres especies de *Achnanthydium* más abundantes. Este valor viene dado por la línea negra. El orden de los puntos difiere de una gráfica a otra, pues en ambas se ordenan según el valor del índice representado. Línea verde: valor del índice habiendo considerado las valvas de *Achnanthydium* y discriminado especies. Línea azul: valor del índice habiendo englobado todos los *Achnanthydium* como *A. minutissimum*. Línea roja: valor de los índices habiendo englobado todos los *Achnanthydium* como *A. saprophilum*.

Pero, ¿qué sucede si, por un error de identificación o por simplificar y acelerar el trabajo, las valvas de *Achnanthydium* fueran todas englobadas como *Achnanthydium minutissimum*? El resultado es que el incremento en los valores de los índices se acusa (línea azul en la figura 2.5.): $0,94 \pm 1,66$ para el IPS (y hasta 10,8 puntos) y $1,10 \pm 1,45$ (y hasta 7,6 puntos) para el EPI-D. Por el contrario, si en las muestras estas tres especies de *Achnanthydium* se hubieran denominado *A. saprophilum*, el resultado sería un descenso del IPS de $0,63 \pm 1,70$ puntos (línea roja). El EPI-D no reconoce a esta especie, por lo que el valor del índice se iguala al que marca la taxocenosis de las demás diatomeas.

En definitiva, independientemente de la exactitud en la determinación de *Achnanthydium*, su abundancia suele estar más ligada a una sobreestimación que a una subestimación de la calidad del agua. Dado que se trata de un género dominante en muchas ocasiones, su protagonismo es adverso para la interpretación de la calidad del agua mediante los índices. Además, la identificación precisa de las especies se torna muy relevante, ya que hay una influencia muy grande según la identidad de las especies. Y, aun en el caso de analistas muy meticulosos que consulten abundante bibliografía, existe un error muy grande y no asociado a su desempeño: el debido a que la especie determinada tenga asignados sus valores de sensibilidad y valor indicador (como *A. minutissimum*) o no (como *A. caravelense*).

Estas dificultades se acrecientan cuando el porcentaje de valvas de este género se incrementa. La Figura 2.6. muestra tres ejemplos de cómo puede suceder. La dominancia de *Achnanthydium* puede depender de muchos factores, pero hay dos situaciones en particular que fomentan especialmente el predominio de este género:

- a) Cuando hay tóxicos presentes (pesticidas o metales pesados; en general, lo que se conoce en la legislación española como sustancias prioritarias). Esta situación se trata en más profundidad en el capítulo 3.

b) Cuando los sustratos muestreados han sido recientemente colonizados. Esto puede ocurrir después de una crecida: la dominancia de *Achnanthydium minutissimum* puede estar más relacionada con la edad del biofilm que con la calidad del agua (Ács *et al.*, 2004), considerando que *Achnanthydium minutissimum* es una especie pionera (Sabater, 2000). Casco & Toja (2003) encontraron que *Achnanthydium minutissimum* era dominante en la zona litoral de un embalse de la Cuenca del Guadalquivir (La Minilla), un ambiente cambiante que sufre desecaciones periódicas, que debe ser recolonizado una y otra vez por las algas bentónicas. Las autoras sugieren que el hecho de ser una especie frecuentemente pedunculada puede ser una de las razones por las que son hábiles colonizadores, porque la facilidad con que se rompen los pedúnculos facilita el traslado a otras áreas y porque su alta tasa reproductiva asegura el éxito de su establecimiento. Por lo tanto, para realizar el muestreo es muy importante esperar que el perifiton se establezca y estabilice tras una crecida, como recomiendan las normas de procedimiento. Esto debe ser considerado particularmente en la cuenca del Río Guadalquivir, que se encuentra bajo clima mediterráneo y cuenta con precipitaciones muy irregulares, torrenciales en muchos casos. Considerando que las precipitaciones se producen, principalmente, de otoño a primavera, el mejor momento para tomar muestras de diatomeas es desde finales de primavera hasta principios de verano, antes de que los pequeños arroyos temporales se sequen, lo que es bastante frecuente en esta cuenca. Sin embargo, puede haber inundaciones artificiales procedentes de embalses que también deben tenerse en cuenta, ya que los ríos de esta cuenca están altamente regulados.

La relación que los investigadores que diseñaron los índices han establecido entre *Achnanthydium* (la mayoría de sus especies) y la buena calidad de aguas proviene de haberlo encontrado reiteradamente en tales ambientes. Posiblemente, en ellos *Achnanthydium* se ve bastante beneficiado por su pequeño tamaño, que implica una alta relación superficie/volumen. Este rasgo le proporciona un contacto más estrecho con el medio ambiente. Crecer sobre un pedúnculo y no prostrados sobre el sustrato puede tener el mismo efecto (Casco y Toja, 2003). Estas pueden ser ventajas que los favorecen para vivir en aguas con bajo contenido de

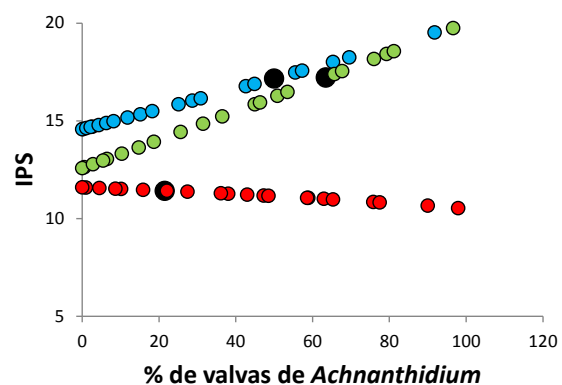


Figura 2.6. Efecto del porcentaje de *Achnanthydium* sobre el valor del IPS. La línea verde corresponde a las variaciones del IPS que ejercería el aumento de dominancia de la especie *Achnanthydium minutissimum* sobre el índice de la estación 41604 (Rivera de Huelva bajo el embalse de La Minilla). Análogamente, la azul corresponde a la especie *A. biasoletianum* en 30103 (Río Darro en Huétor Santillán) y la roja, a *A. saprophilum* en el tramo 10802 (Guadalquivir en Mengíbar). Los círculos en negro son los que corresponden a los valores reales del porcentaje de la especie y el IPS. Obsérvese cuánto varían los valores de los índices a partir del valor que definen las demás especies de la taxocenosis (cuando el % de *Achnanthydium* es cero).

nutrientes, que son los de alta calidad en lo que se refiere al grado de eutrofia y/o la contaminación orgánica. No obstante, el pequeño tamaño no necesariamente va ligado a aguas pobres en nutrientes, ya que *Fistulifera saprophila*, por ejemplo, es mucho más pequeña e indicadora de aguas muy contaminadas (Lange-Bertalot, 2001). Ni tampoco *Achnanthydium* está, en general, ligado a un tipo en particular de agua, como indica su valor indicador bajo para ambos índices. De hecho, *A. minutissimum* (aguas limpias) y *A. saprophilum* (aguas contaminadas) han aparecido en diversas ocasiones juntas en las mismas muestras.

A la vista de estos resultados, resulta conveniente tomar con cautela los valores de los índices en aquellas muestras en las que domina alguna especie de *Achnanthydium*, en especial si aparecen ejemplares de difícil identificación. En tales casos puede ser adecuado realizar recuentos estratificados, es decir, recuentos del resto de la flora desestimando las valvas de *Achnanthydium* para contrastar el índice obtenido de esta manera con el obtenido según el procedimiento normal (incluyendo a toda la flora). Esto puede ayudar a reducir la incertidumbre asociada a este género y sus repercusiones sobre el valor del índice.

CONCLUSIONES

Los índices europeos IPS, IBD, EPI-D, CEE y TDI han demostrado ser herramientas útiles para la monitorización de la cuenca del Guadalquivir. Los más adecuados son el IPS y el EPI-D, por ajustarse mejor a las características químicas del agua pero, en general, todos presentan buena correlación entre ellos.

El género *Achnanthydium*, muy frecuente en la cuenca, es un género complejo que conlleva una fuente de error importante en la emisión e interpretación de los valores de los índices, pues casi siempre tiende a sobreestimar la calidad del agua.

Con frecuencia estas diatomeas están en una alta proporción en las muestras. En tales casos, si la exactitud en la determinación de sus especies es baja pueden cometerse errores debidos a los valores de sensibilidad asociados a las diferentes especies.

Por otro lado, casi todas las especies llevan asociado un valor indicador bajo, lo que indica que son muy ubicuas y, por tanto, poco fiables para reflejar la calidad del agua. Esto, en muestras en las que estas especies abundan, implica que una gran componente del valor final del índice recae sobre estas especies poco fiables como indicadoras, lo que introduce incertidumbre en el valor final del índice. Además habrá otra gran incertidumbre asociada al mero hecho de que la especie tenga ya asignados valores de sensibilidad y fiabilidad o no los tenga aún.

Por tanto, cuando estas especies son abundantes en una muestra es recomendable hacer un recuento estratificado y contrastar el valor resultante del índice con el obtenido por el procedimiento habitual, valorando e interpretando la diferencia.

CAPÍTULO 3. LAS DIATOMEAS COMO INDICADORAS DE SITUACIONES NATURALES O ANTRÓPICAS DIFERENTES A LA EUTROFIZACIÓN O LA CONTAMINACIÓN ORGÁNICA.

INTRODUCCIÓN

Las diatomeas han demostrado ser buenas indicadoras de contaminación orgánica biodegradable o de eutrofización. Se ha profundizado en esta cuestión en el capítulo 2. Sin embargo, hay otras situaciones como la contaminación por biocidas orgánicos, la acidificación, la contaminación por metales pesados o la salinización de las aguas que pueden evidenciarse por la taxocenosis de diatomeas. En estos casos, incluso, es posible que los índices biológicos de diatomeas den valores muy optimistas que pasen por alto estas otras formas de contaminación, cruciales en el estado de salud de un río.

Se han estudiado los efectos que diferentes biocidas orgánicos causan sobre las algas del perifiton. Tales estudios se han hecho desde ópticas muy diferentes: por ejemplo, Debenest *et al.* (2010) se aproximan desde el nivel intracelular; Seguin *et al.* (2001), desde el análisis de las taxocenosis y la biomasa; Rimet & Bouchez (2011) lo hacen desde la observación de las formas de vida de las diatomeas (móviles, en tubos mucosos, pedunculadas, etc.) y Wood *et al.* (2014) lo hacen desde la sensibilidad específica de las distintas especies. Estas sustancias normalmente se usan como plaguicidas (herbicidas, insecticidas) en zonas agrícolas. Según los datos disponibles en este estudio, no se han encontrado diferencias significativas entre los plaguicidas de zonas agrícolas y los de zonas no agrícolas (ver capítulo 2). Casi todos los resultados han estado por debajo del límite de cuantificación de los métodos utilizados por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, que es la que ha proporcionado los datos. Por tanto, o bien los plaguicidas no han sido un problema generalizado en la cuenca, o bien deberían revisarse los límites de cuantificación para los diferentes analitos conforme a la legislación vigente al respecto. En cualquier caso, no se va a analizar cómo estos plaguicidas configuran las taxocenosis de diatomeas en la cuenca. Sin embargo, hay otra forma de contaminación, diferente a la eutrofización o la carga orgánica biodegradable, que sí ha constituido un problema manifiesto en la cuenca del Guadalquivir, aunque de manera muy localizada: la contaminación minera por AMD (*acid mine drainage* o drenaje ácido de minas).

Se ha escrito mucho acerca de cómo las taxocenosis de diatomeas pueden indicar una perturbación por AMD (Sabater, 2000; Sabater *et al.*, 2003; Nakanishi *et al.*, 2004; Falkenhayn, 2007; Morin *et al.*, 2008, 2012; Hirst *et al.*, 2008; Kim *et al.*, 2008; Guasch *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2013; Luís *et al.*, 2013; Masmoudi *et al.*, 2013, entre otros). Este tipo de contaminación es determinante en algunas cuencas andaluzas, como las de los ríos Odiel y Tinto, pero en el Guadalquivir ha estado circunscrita a la cuenca del Río Guadiamar. Este río presentó en el pasado una afección muy severa, aunque menor que la de los paradigmáticos Tinto y Odiel. Ya en 1984, Cabrera *et al.* habían cuantificado la contaminación minera que recibía el Guadiamar. Esta contaminación ha ido llegando al Guadiamar a través de uno de sus afluentes, el Río Agrío (Figura 3.1.). El problema se agravó después de un catastrófico accidente ocurrido en 1998, cuando la rotura de una balsa de áridos vertió al río grandes cantidades de agua y lodo

contaminado con altas concentraciones de metales pesados (Cabrera *et al.*, 1999; Prat *et al.*, 1999; Toja *et al.*, 2003a y 2004; Gómez-Parra *et al.*, 2000; Sabater, 2000; Solà *et al.*, 2001; Kraus & Wiegand, 2006). Afortunadamente, la situación ha mejorado desde el accidente. Después de pesados y costosos trabajos, hoy el río es un corredor verde, una zona de comunicación entre dos áreas naturales protegidas diferentes. Las aguas residuales urbanas, que eran el principal problema del Guadiamar en su tramo inferior, se tratan en dos Estaciones de Depuración de Aguas Residuales (EDAR) y la mayor parte de los metales pesados se han retirado. No obstante, el agua todavía tiene una calidad menor de la deseada debido a que 1) el grado de eutrofia es todavía bastante elevado, 2) parte de los metales pesados aún están en los sedimentos, con riesgo de movilización con las riadas y 3) las instalaciones de explotación minera siguen siendo un foco de emisión de contaminantes.

En este capítulo se presenta una serie de experiencias realizadas en el entorno del Guadiamar que permiten la detección de este tipo de contaminación mediante las diatomeas. Tales trabajos son materia de un proyecto específico llevado a cabo para el seguimiento de la contaminación minera. En tal proyecto se recogieron muestras entre los años 1998 y 2006. El seguimiento, posteriormente, se prolongó (participando como investigador el autor de esta tesis) hasta 2010, pero ya fuera del ámbito universitario. Si bien todos estos trabajos no forman parte del proyecto inicial en el que se enmarcaba esta tesis, sus resultados ponen de manifiesto la capacidad de las diatomeas para detectar este tipo de alteración de la calidad del agua, por lo que se consideran útiles para ilustrar este capítulo. Los trabajos realizados sobre las algas en este proyecto específico del río Guadiamar han derivado en varias publicaciones (Prat *et al.*, 2000; Toja *et al.*, 2003b; Martín *et al.*, 2004; Toja, 2008).

En la cuenca del Guadalquivir existen ríos de carácter salino, como el Guadaira o el Arroyo Salado (al final de la cuenca, en la margen izquierda (Gallardo-Mayenco, 1991; Gallardo *et al.*, 2004) o la parte baja del Guadiamar (al final de la cuenca, en la margen derecha, Reyes *et al.*, 2007). Y, lógicamente, son saladas las aguas de los tramos estuarinos del propio Guadalquivir. Estos ríos, de forma natural, tienen especies halófilas (Aboal *et al.*, 1996). Pero la aparición de éstas en otros tramos fluviales indicaría una perturbación salina (Potapova & Charles, 2003). Kókai *et al.* (2015) detectan en sus cuencas de estudio que las diatomeas, incluso, pueden indicar cambios en la salinidad asociados a las disminuciones de las precipitaciones que se dan en las épocas de estiaje. Siguiendo esta línea, en este capítulo se analizará si existe alguna relación entre determinadas especies y la salinidad, buscando aquellas que, en la cuenca, han sido indicadoras de esta situación. Este trabajo es extensivo, por lo que los tramos han sido muestreados una sola vez y no pueden detectarse variaciones estacionales debidas a fluctuaciones de salinidad, pero sí pueden compararse tramos fluviales de distinto nivel salino.

MATERIAL Y MÉTODOS

En relación a la contaminación minera, en primer lugar se presenta un mapa de situación de la cuenca del Guadiamar, así como la situación de los puntos de muestreo (Figura 3.1.). Los efluentes contaminantes se generan en la cuenca del Río Agrío y fluyen hacia el

Guadamar, de manera que la estación 1 (Gerena), aguas arriba del Agrio, está exenta de tales contaminantes y ha servido de control para la evaluación del efecto de los contaminantes. Las estaciones 1 (Gerena), 2 (Agrio), 2.1 (Confluencia) y 3 (El Guijo) son las que dan información útil acerca del efecto de la contaminación minera. Aguas abajo de esta zona los aportes orgánicos al río son importantes y enmascaran el efecto de la esta contaminación.

Se presentan los resultados de uno de los muestreos de campo, de abril de 2005. En los tramos afectados, las algas estaban sometidas a condiciones de acidez y a la presencia o alta concentración de metales pesados. Se calcularon los índices bióticos de diatomeas IPS, IBD y EPI-D, así como los índices de diversidad de Shannon-Weaver (Shannon & Weaver, 1949) y dominancia de Simpson (Simpson, 1949). Por otro lado, se hicieron dos experimentos de laboratorio. En ambos, se dispusieron trozos de acetato esmerilados como sustratos artificiales en la estación 1 (Gerena) y, una vez colonizados por el perifiton, se llevaron al laboratorio. Allí el perifiton fue sometido a diferentes presiones.

En el primer experimento (Experimento 1), las algas fueron sometidas a una mezcla de metales disueltos, similares a las que se habían observado en el río, pero en condiciones de pH neutro. El diseño experimental se presenta en la Figura 3.2. En el segundo experimento (Experimento 2), el perifiton se sometió a condiciones de acidez, pero no a metales pesados. La Figura 3.2. expone el diseño del experimento. Se analizaron los cambios en las taxocenosis y se compararon con los resultados observados en las muestras de campo.

En relación a la salinidad de las aguas, se ha realizado un Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA) para ver qué especies han estado ligadas a los distintos niveles de salinidad en la cuenca. Este análisis se ha ejecutado con el programa PCORD. En dicho análisis se han considerado sólo dos variables ambientales: el índice biótico de diatomeas EPI-D (Dell'Uomo *et al.*, 1999) y la conductividad del agua como medida indirecta de la salinidad. El incluir el índice biótico permite discriminar si las especies podrían estar presentes o ausentes en ciertos tramos por la contaminación del agua y no por la salinidad. En el análisis no se consideraron las especies que aparecieron menos de diez veces en las muestras.

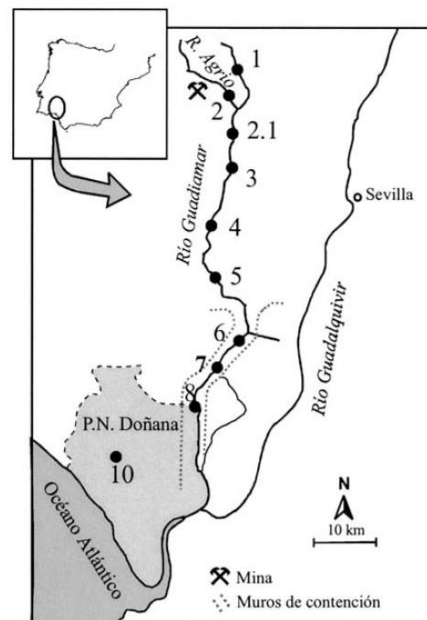


Figura 3.1. Situación del Río Guadamar y estaciones ubicadas para el seguimiento de la contaminación minera. Estación 1, Gerena; 2, Agrio; 2.1, confluencia; 3, El Guijo.

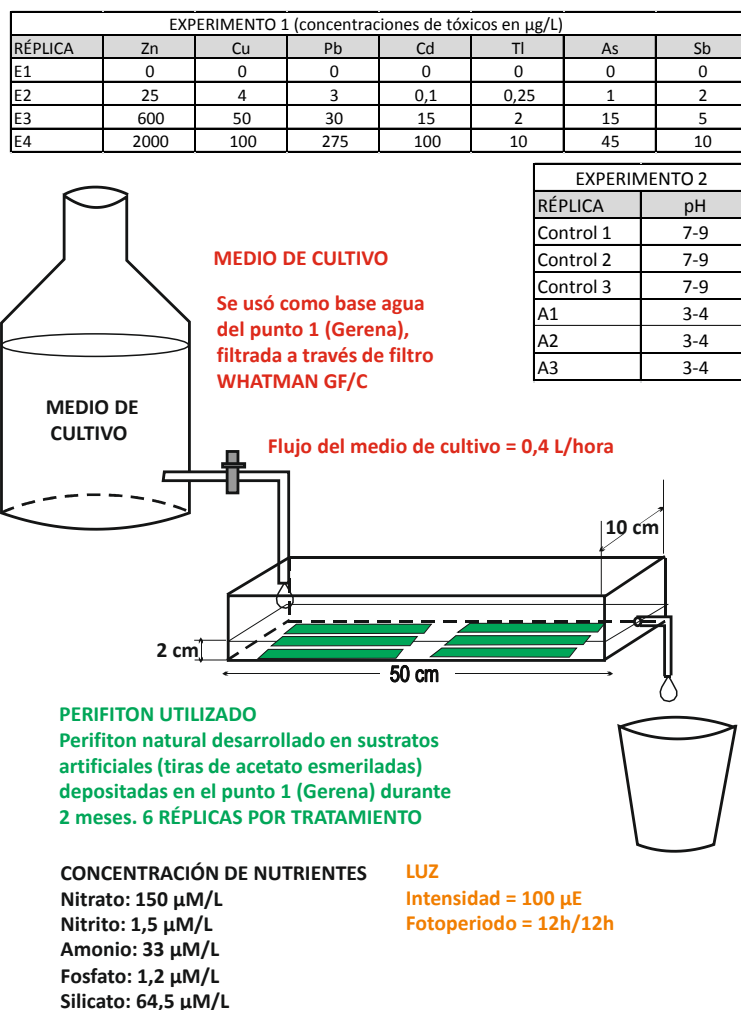


Figura 3.2. Diseño de los experimentos 1 y 2 en el laboratorio. El diseño es el mismo para ambos. Lo que cambia es la composición del medio de cultivo. Dicha composición se presenta tabulada para cada experimento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El AMD sobre las taxocenosis de diatomeas

Respecto a las observaciones de las muestras de campo, se describen brevemente las características generales que el río presentaba tras el accidente y la posterior limpieza, entre los años 2001 y 2006. Asimismo se presentan y analizan también los datos del muestreo de abril de 2005.

Después del vertido, en el área afectada los valores del pH descendieron y la concentración de metales pesados se incrementó drásticamente. Esta situación se agravaba en verano, ya que los niveles de agua disminuían incrementándose la concentración de contaminantes y manteniendo el pH del agua por debajo de 5. Además, en épocas de estiaje, normalmente, la mayor proporción del agua que fluye por el cauce afectado del Guadiamar procede del Agrío, ya que éste está embalsado y se producen desembalses.

Las muestras obtenidas aguas arriba del vertido de la mina mostraban dominancia de pequeñas cianobacterias (frecuentemente *Geitleribactron periphyticum*), clorofíceas filamentosas de los géneros *Oedogonium* y *Spirogyra* y muchas diatomeas correspondientes a diversos géneros (*Melosira*, *Ulnaria*, *Achnantheidium*, *Planothidium*, *Cocconeis*, *Cymbella*, *Encyonema*, *Reimeria*, *Navicula*, *Geissleria*, *Gomphonema*, *Nitzschia*, *Tryblionella* y otros).

Después de la confluencia de los ríos Agrío y Guadiamar la flora de algas era completamente diferente. Se observaba un gran crecimiento en las aguas ácidas de algas filamentosas de los géneros *Klebsormidium*, *Ulothrix* y *Mougeotia* mientras que la gran diversidad de diatomeas se redujo a unas pocas especies, dominando casi siempre *Achnantheidium minutissimum* y *Brachysira vitrea*.

La Tabla 3.1. muestra los resultados del muestreo realizado en abril de 2005. Los resultados que ofrecen los índices bióticos de diatomeas sugieren que tanto el Agrío como el Guadiamar tienen, en general, una buena calidad del agua. En términos de materia orgánica y eutrofización, la información que dan los índices es cierta. Pero no se puede considerar que la calidad del agua sea buena, ya que está contaminada por AMD.

Algunos aspectos de la flora son más indicativos del estado real de esta zona del río. Las grandes masas de *Klebsormidium* y/o *Ulothrix* son típicas de aguas ácidas con altas concentraciones de metales y se encuentran a menudo en este tipo de ecosistemas (Stevens *et al.*, 2001; Niyogi *et al.*, 2002; Martín *et al.* 2004).

Por otro lado, la riqueza de diatomeas (ver número de especies en Tabla 3.1.) era mucho menor en el Agrío y en el Guadiamar aguas abajo de la confluencia que aguas arriba de la misma. También el índice de Shannon-Weaver indicaba la existencia de alguna perturbación. La diversidad era mucho mayor en Gerena (estación 1), que en los tramos afectados por la mina. La estación 2.1 (confluencia) fue más rica en especies que las demás y sólo ligeramente menos diversa que Gerena debido a que era el punto de encuentro de los dos ríos, Agrío y Guadiamar y, por tanto, los sustratos eran colonizados por especies procedentes de ambos cauces. El índice de dominancia de Simpson era menor en Gerena que en las zonas afectadas por las minas. La dominancia se debe al género *Achnantheidium*, cuyo protagonismo tiene importancia ecológica relevante. La característica más relevante de estas diatomeas es su extraordinaria capacidad para colonizar, como pionera, aquel sistema sometido a cualquier tipo de perturbación que determine la desaparición de la mayor parte de la flora de algas. Esta perturbación puede ser natural, como una avenida después de lluvias fuertes, por lo que este género puede dominar en algunas muestras cuando el *biofilm* no es maduro (Ács *et al.*, 2004). Sin embargo, como se ha comentado en anteriores capítulos, estas diatomeas pueden vivir en un amplio rango de condiciones ambientales y resisten diferentes tipos de contaminantes. Diferentes autores han encontrado a estas diatomeas creciendo en aguas contaminadas por metales, como en el Guadiamar (Sabater, 2000; Seguin *et al.*, 2001; Szabó *et al.*, 2005; Luís *et al.*, 2011). En realidad, este género se encuentra frecuentemente en esta cuenca, independientemente de la presencia de la mina. Sin embargo, es uno de los que más resisten los vertidos de AMD. De hecho, *Achnantheidium* no sólo no desapareció en los sitios afectados (como lo hizo *Amphora pediculus*, por ejemplo) sino que creció más que ninguna otra diatomea. Este mayor desarrollo de *Achnantheidium* puede que no esté directamente favorecido por la alta concentración de metales o el bajo pH, pero se ve menos afectado que el

de otras diatomeas. Por lo tanto, *Achnantheidium* puede crecer y dominar el perifiton porque no tiene competidores a su nivel. Esta es la razón por la que algunos autores han considerado a *Achnantheidium* como indicador de contaminación por metales pesados (Nakanishi *et al.*, 2004), aunque no sea exclusivo de estos ambientes.

Tabla 3.1. Especies y abundancias relativas de las diatomeas epilíticas observadas en la zona del Guadamar afectada por contaminación minera y en la estación control, en abril de 2005. La ubicación de las estaciones de muestreo se muestra en la Figura 3.1. Sólo se incluyen las especies que han significado por lo menos el 80% en alguno de los lugares y estas contribuciones se muestran en celdas grises. Se ha incluido la suma de los porcentajes de las especies pertenecientes al complejo *Achnantheidium minutissimum*. Los colores indican la categoría de calidad de agua determinada por los índices, de acuerdo con esta clave: Rojo: Malo; naranja: Deficiente; amarillo, Moderado; verde: Bueno; azul: Muy Bueno. También se muestran los índices de diatomeas IPS, IBD y EPI-D, así como el número total de especies, el índice de diversidad de Shannon-Weaver (H, calculado con logaritmo neperiano) y el de dominancia de Simpson. El número entre paréntesis indica el valor de estos índices si se suman todos los *Achnantheidium* para considerar el **complejo de A. minutissimum**.

ESPECIES	PUNTOS DE MUESTREO			
	1	2	2.1	3
<i>Achnantheidium affine</i>	0	0	4,8	0
<i>Achnantheidium jackii</i>	3,5	0	21,6	1,1
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	30,4	52,7	0,3	0
<i>Achnantheidium saprophilum</i>	0	34,4	9,3	73,9
Complejo <i>Achnantheidium minutissimum</i>	33,9	87	35,9	75
<i>Amphora pediculus</i>	22,3	0	0,9	0
<i>Brachysira vítrea</i>	0	10,9	30,2	0
<i>Cocconeis pediculus</i>	2	0	0,3	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	6,3	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2,2	0	0,3	0,2
<i>Cymbella amphicephala</i>	0	0,2	9,3	0,2
<i>Encyonopsis microcephala</i>	4,1	0	0	0
<i>Eolimna minima</i>	0	0	0,3	19,8
<i>Gomphonema angustum</i>	0	0	2,1	0
<i>Gomphonema olivaceum</i>	6,5	0	0,3	0
<i>Halamphora veneta</i>	0	0	2,4	0
<i>Nitzschia palea</i>	0	0	2,1	0
<i>Staurosirella pinnata</i>	2,6	0	0	0
<i>Ulnaria acus</i>	0	0	2,1	0
Total number of species	42	10	45	16
IPS	16,4	16,6	15,9	11,0
IBD	13,2	13,6	10,6	6,7
EPI-D	14,9	17,5	12,8	12,3
H	2,51 (2,39)	1,06 (0,48)	2,46 (2,11)	0,87 (0,81)
λ	0,16 (0,18)	0,41 (0,77)	0,16 (0,23)	0,59 (0,60)

La fisonomía y composición de la taxocenosis de diatomeas es característica de la contaminación por AMD: baja diversidad y alta dominancia de *Achnantheidium*, asociado

principalmente con *Brachysira vitrea* (Tabla 3.1.). Fernández (comunicación personal) también encuentra esta combinación de especies cuando el pH es alrededor de 4, en los ambientes con AMD que se encuentran en los ríos Tinto y Odiel. En situaciones más drásticas, cuando se agrava el AMD, la dominancia va recayendo sobre *Eunotia exigua* (pH 3) y las especies *Pinnularia subcapitata*, *P. acidophila* y *P. aljustrellica* en los casos más extremos (pH 2). Estas especies han sido encontradas por otros autores en ambientes con esta misma afección (Kim *et al.*, 2008; Luís *et al.*, 2012; Valente *et al.*, 2015). De esta manera, las taxocenosis encontradas en el Guadiamar encajan en el patrón que se crea, de manera característica, con la contaminación minera y resulta muy indicativa de la misma.

Por otro lado, en el Guadiamar se encontraron numerosas valvas deformes, teratológicas, lo que también indica que los ríos están afectados por metales pesados (Figura 3.3.). Otros autores también han encontrado estas fisonomías anómalas en diatomeas que viven bajo altos niveles de metales (Morín *et al.*, 2008; Tapia, 2008, Falasco *et al.*, 2009). Hay tóxicos orgánicos, no obstante, que también pueden producir estas malformaciones (Debenest *et al.*, 2008).

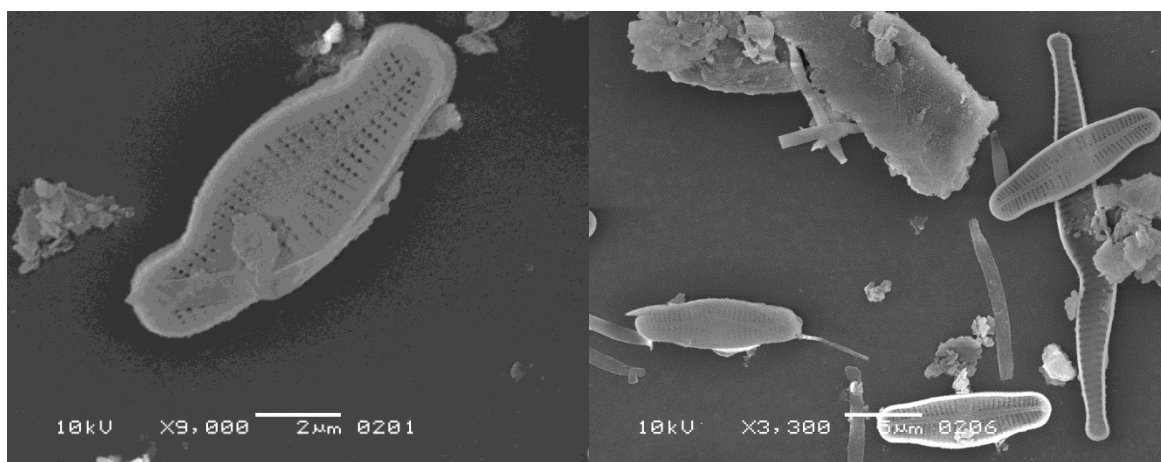


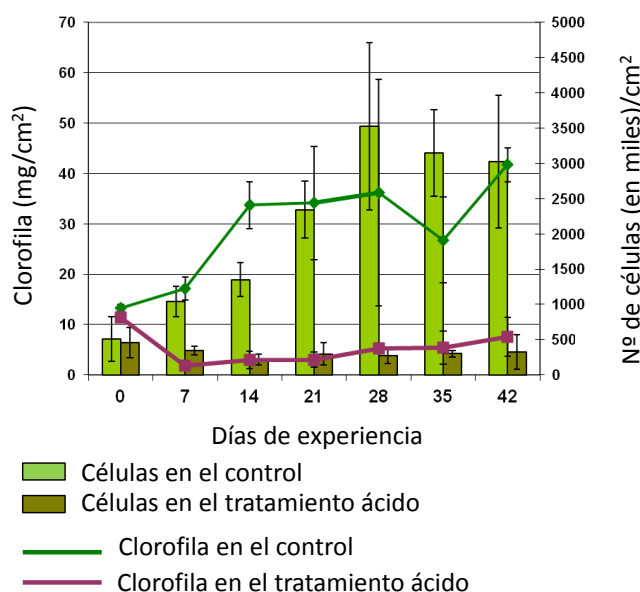
Figura 3.3. Ejemplares teratológicos de *Achnantheidium* (izquierda) y *Fragilaria* (derecha) observados en la estación de El Guijo. En ocasiones, la deformación es mucho más drástica y puede afectar no sólo al contorno valvar, sino también al patrón de estrías. Fotos: G. Martín

Los experimentos de laboratorio dieron resultados concordantes. En el Experimento 1 se observó que la taxocenosis de diatomeas se empobrecía con la adición de metales. *Achnantheidium minutissimum* resultó ser la diatomea más resistente. Se observó al final de la experiencia la aparición de cianobacterias con una cubierta mucilaginosa que posiblemente constituía una barrera a la entrada de metales, cianobacterias que no se encontraron en las muestras recogidas en campo posiblemente debido a la acidez (en el Experimento 1 no hubo adición de ácido). Estos resultados se comentan con más detalle en Martín *et al.*, (2004).

En el experimento 2 se observó que la adición de ácido indujo una merma en el desarrollo del perifiton (Figura 3.4.). La composición del perifiton se presenta en la Figura 3.5. En este experimento, se observó que la adición de ácido reducía, respecto al control, el desarrollo de las cianobacterias, cosa que no sucedió con la adición de metales disueltos sin acidificación (Figura 3.5., superior). Sin embargo, la acidificación sola no favoreció

especialmente a *Achnanthydium minutissimum*, como sucedió con la adición de metales, pues otras diatomeas, como *Cymbella amphicephala* o *Amphora pediculus* adquirieron protagonismo relativo frente a *Achnanthydium* (Figura 3.5., inferior).

En el río, la acidez y la presencia de metales van juntas y actúan simultáneamente sobre los seres vivos. No obstante, la desaparición de las cianobacterias que se observó en las zonas afectadas por AMD del Guadiamar parece estar más ligada a la acidez que a la presencia de metales, ya que los mucílago de diversas especies de cianobacterias les pueden facilitar el prosperar en ambientes con metales.



La dominancia de *Achnanthydium* y la desaparición de *Cymbella* y de *Amphora* en el río, en cambio, pueden estar más relacionadas con la presencia de metales, a los que *Achnanthydium* es más resistente. El resultado conjunto es que se forma la combinación de algas que se encuentra en campo y que caracteriza a estos ambientes.

Este ejemplo muestra cómo las taxocenosis de diatomeas son indicadoras de la contaminación minera a pesar de que los índices puedan indicar una ausencia de contaminación. En el caso de la contaminación por acidificación y/o por metales pesados, otras

Figura. 3.4. Densidad de células y concentración de clorofila a en el perifiton en el experimento 2.

características de la flora, como el crecimiento de macroalgas verdes resistentes a este tipo de contaminación, baja riqueza y diversidad, abundancia de diatomeas resistentes (*Achnanthydium*, *Brachysira vitrea*, *Eunotia exigua*, *Pinnularia acidophila* o *P. aljustrellica*) y altos porcentajes de valvas deformes, son más fiables que los índices bióticos tradicionales para detectar los impactos de los contaminantes.

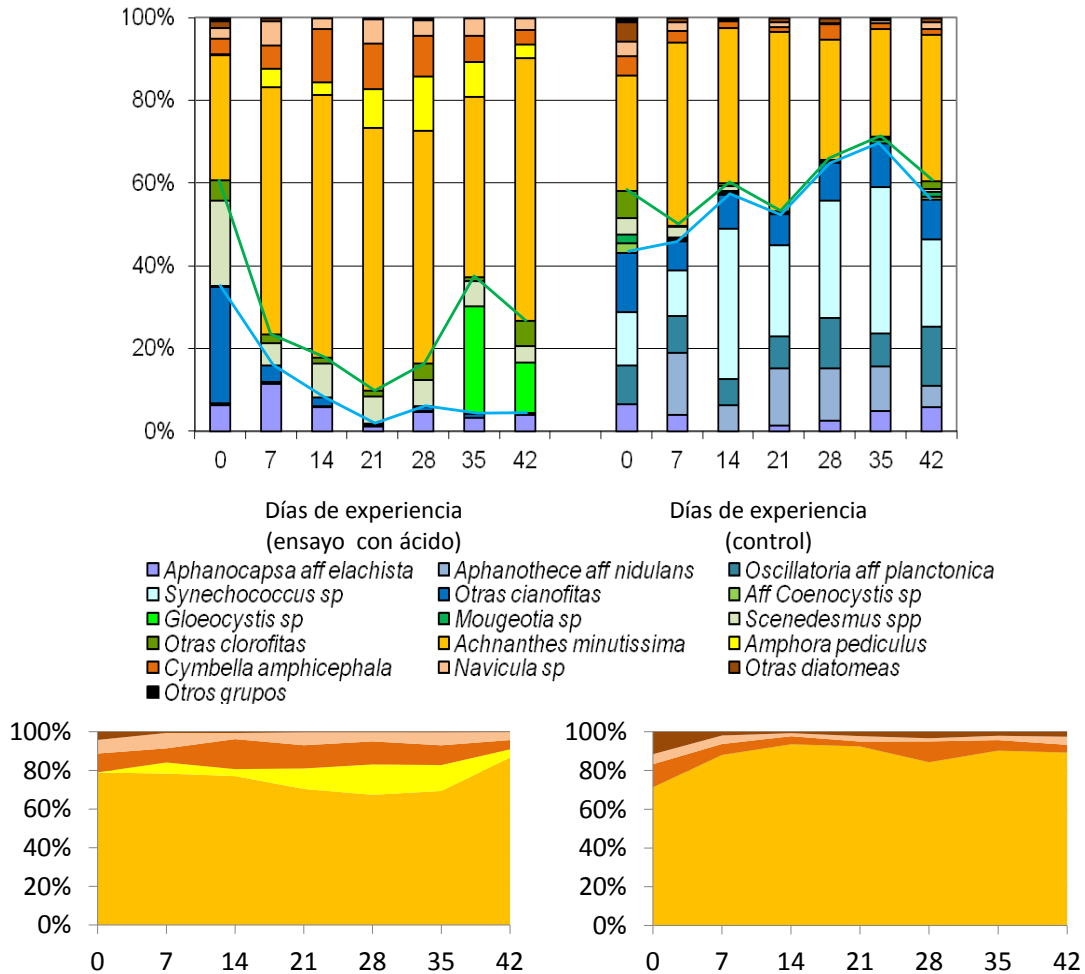


Figura 3.5. Composición del perifiton en el experimento 2. En el gráfico superior, las barras de la izquierda corresponden al tratamiento con ácido; las de la derecha al control. Las especies están ordenadas por grupos botánicos. Bajo la línea azul están todas las cianobacterias y bajo la línea verde, todas las algas verdes. Por encima de la línea verde prácticamente todo son diatomeas. En las gráficas inferiores se observan las proporciones entre las diatomeas del ensayo con ácido (izquierda) y el control (derecha).

Efecto de la salinidad en las taxocenosis de diatomeas

En relación a la salinidad, la Figura 3.6. presenta el CCA obtenido usando las taxocenosis de diatomeas, el EPI-D y la conductividad del agua. Hay especies asociadas a aguas de Mala o Deficiente calidad que, sin embargo, parecen tener diferentes preferencias en cuanto al nivel salino. Las especies más asociadas a aguas de Mala calidad pero poco mineralizadas son *Craticula acomoda* (CRAC), *Nitzschia capitellata* (NCPL), *Sellaphora seminulum* (NSEM), *Fistulifera saprophila* (FSAP) y *Eolimna subminuscula* (ESBM). La mayoría de estas especies según Van Dam (1994) son típicas de aguas dulces o algo salobres, salvo *Nitzschia capitellata*. Ésta, no obstante, se ha encontrado también en aguas poco mineralizadas en otras cuencas españolas, como la del Duero (Blanco *et al.*, 2010). En el mismo nivel de calidad (Mala) pero con preferencia por aguas más salinas, se encuentran en este estudio especies como *Tryblionella hungarica* (NIHU), *Navicula erifuga* (NERI), *Navicula recens*

(NRCS), *Surirella brebissonii* (SBRE), *Halamphora veneta* (AVEN), *Thalassiosira pseudonana* (TPSN), *Navicula lanceolata* (NLAN), *Nitzschia frustulum* (NIFR) y *Navicula veneta* (NVEN). Todas ellas son consideradas de aguas salobres por Van Dam (1994).

Análogamente, asociadas a las aguas de mejor calidad, también se observa una segregación en función de la salinidad. Por un lado, algunas de preferencias por aguas más dulces son *Encyonema minutum* (ENMI), *Encyonema caespitosum* (ECAE), *Navicula radiosa* (NRAD), *Gomphonema angustum* (GANT), *Reimeria sinuata* (RSIN), *Ulnaria acus* (SACU), *Stausosira construens* var. *binodis* (FCBI) y *Nitzschia fonticola* (NFON), entre otras (Van Dam, 1994). El grupo de especies con estas preferencias es numeroso. En cambio, en aguas de calidad buena pero de carácter más salino se han encontrado *Ulnaria biceps* (FCBP), *Diatoma monoliformis* (DMON), *Amphora libyca* (ALIB), aunque posiblemente podría tratarse de *Amphora copulata*, *Nitzschia sociabilis* (NSOC), *Gomphonema olivaceum* (GOLI), *Cymbella affinis* (CAFF), *Fragilaria gracilis* (FGRA) y *Encyonopsis microcephala* (ECPM). Van Dam (1994) no considera estas especies de carácter salino, sino que tienen un nivel de preferencia similar al grupo anterior. Sin embargo, en este trabajo parecen más desplazadas hacia medios algo más mineralizados. La salvedad la constituye *Diatoma monoliformis* (DMON), considerada por Van Dam (1994) de aguas salobres y que así se presenta en los datos de este estudio. Esta especie ha sido muy común y abundante en la margen izquierda del Guadalquivir, en las Cordilleras Béticas, sobre todo en la subcuenca del Guadajoz.

Por último, hay un grupo de especies que resultan estar muy influenciadas y favorecidas por la mineralización del agua: *Diploneis oblongella* (DOBL), *Ctenophora pulchella* (CTPU), *Bacillaria paradoxa* (BPAR) y *Tabularia fasciculata* (TFAS).

Se observa una tendencia más o menos generalizada: los niveles de calidad peores tienden a presentar especies móviles, fáciles de encontrar en el epipelon, pertenecientes en su mayoría a *Nitzschia* o *Navicula* (*sensu lato*). En cambio, las aguas de mejor calidad tienen especies inmóviles preferentemente (salvo excepciones) como *Gomphonema* o como *Fragilaria* o *Cymbella* (*sensu lato*). Respetando esta tendencia, existe un reemplazo de las especies en función de la salinidad, aunque el sentido indicador de la taxocenosis se mantenga. Por ejemplo, la taxocenosis encontrada para aguas muy contaminadas pero relativamente poco mineralizadas, es diferente de la de aguas de la misma calidad pero más salinas. Ésta última, por su parte, es bastante similar a la que se desarrolla en el plancton de los humedales salinos endorreicos de Andalucía (aun en los poco impactados), si bien en tales sistemas, mucho más salinos que los ríos de la cuenca del Guadalquivir, es frecuente encontrar, además, *Campylodiscus clypeus*, *Anomoeoneis sphaerophora*, *Tryblionella gracilis* y *Craticula cuspidata* (observación personal).

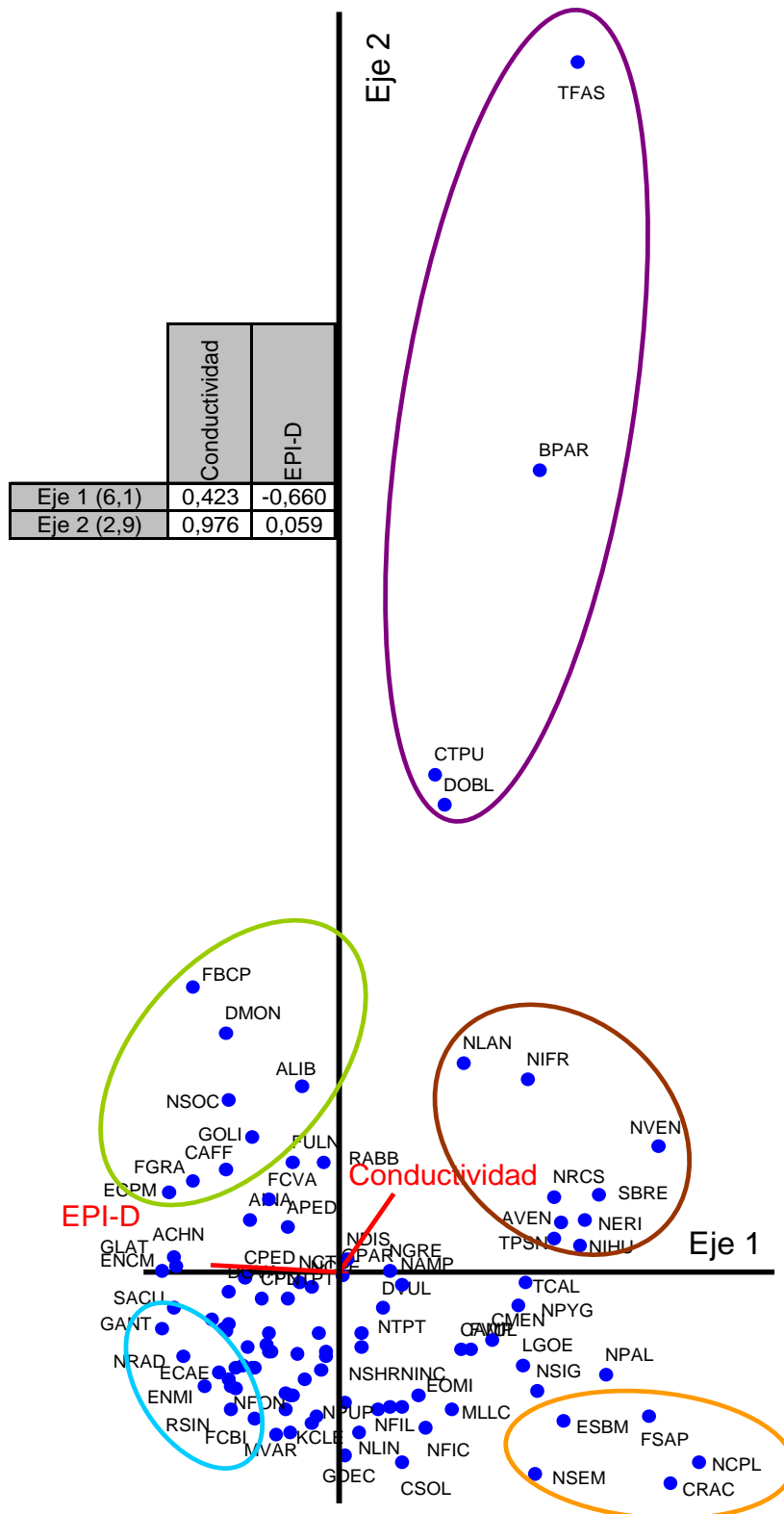


Figura 3.6. CCA realizado con el EPI-D, la conductividad del agua y las taxocenosis de diatomeas. La contribución del EPI-D y de la conductividad a cada eje se presenta en la tabla y la varianza explicada por cada eje aparece entre paréntesis. Los óvalos señalan especies asociadas a los diferentes grados de salinidad y categorías de calidad. (ver texto).

CONCLUSIONES

Los condicionantes que impone la composición química del agua, diferentes al grado de eutrofia y la carga orgánica biodegradable, ejercen también un efecto importante sobre las taxocenosis de diatomeas. Algunos, como la salinidad, pueden tener un origen natural. Otros, como la afección por AMD, generalmente (salvo excepciones) tienen un origen antrópico.

Si bien la eutrofización y la carga orgánica son claves en la composición de la taxocenosis de diatomeas del perifiton, la salinidad es un factor determinante en la selección de las especies que configuran cada nivel de calidad del agua.

La contaminación por AMD presenta dos componentes: la acidez y los metales pesados (y algunos no metales como As). Estos dos componentes tienen diferentes efectos sobre las taxocenosis de diatomeas, pero en la práctica funcionan a la vez, provocando una simplificación de las taxocenosis y dando al perifiton un patrón característico: crecimientos masivos de ciertas especies de algas verdes filamentosas, empobrecimiento de las taxocenosis de diatomeas, dominancia de unas pocas especies muy tolerantes y aumento de la proporción de valvas teratológicas. Este patrón tiende a repetirse en todas las zonas con la misma afección. Este tipo de contaminación, a pesar de su gravedad, puede pasarse por alto al utilizar los índices de diatomeas habituales y recogidos en la legislación española.

CAPÍTULO 4: ASOCIACIONES DE DIATOMEAS, RELACIÓN CON LAS VARIABLES DEL MEDIO

INTRODUCCIÓN

En este capítulo se va a investigar el efecto que las variables ambientales tienen sobre las taxocenosis de diatomeas epilíticas. Estas variables pueden ser abióticas y bióticas.

Entre las variables abióticas están, por ejemplo, la salinidad, el régimen hídrico (ciclos de precipitaciones y sequía), los regímenes de velocidad del agua y la granulometría del sustrato. La salinidad es clave en la selección de especies que se asientan en un área (Veres *et al.*, 1995; Pasztaleniec & Polec, 2006; Stenger-Kovács *et al.*, 2014) y no sólo en relación a la salinidad total sino, también, de acuerdo a los iones dominantes (Potapova & Charles, 2003).

El régimen hídrico, dependiente tanto de los ciclos de precipitación y sequía como de la presencia y gestión de los embalses, es crucial en la fisonomía de las taxocenosis de diatomeas (Boix *et al.*, 2010; Barthès *et al.*, 2014). Las lluvias, sobre todo si son torrenciales, pueden tener efecto de lavado, de manera que el perifiton que aparece al poco tiempo es joven, caracterizado por especies pioneras (Ács, 2004) y distinto, cualitativa y cuantitativamente, del que se desarrolla en fases algo posteriores en el proceso de sucesión del perifiton. Precisamente por ello, las directrices que normalizan el muestreo de diatomeas requieren realizarlo después de que hayan transcurrido, al menos, cuatro semanas desde las últimas lluvias fuertes, para que el perifiton madure (AENOR, 2004). También es posible que las lluvias, aunque no sean torrenciales, sí puedan aumentar el nivel del agua y sumergir rocas que hayan estado hasta hace poco apenas húmedas. Este hecho hace aumentar la presencia en las muestras de especies aerófilas, como *Hantzschia amphyoaxis*. Las normas también requieren cautela en este sentido y por eso indican que se deben desechar todos aquellos sustratos sospechosos de haber estado poco cubiertos de agua o fuera de ella recientemente.

Los regímenes de velocidad, dependientes a su vez del caudal, también pueden influir en las especies que se encuentran porque pueden ser un obstáculo a la dominancia de ciertas formas o hábitos de vida (Wang *et al.*, 2009). Por ejemplo, una velocidad de corriente notable podría hacer necesaria la creación de mucílago para mantener las células adheridas al sustrato, con lo que se favorecerían las formas tipo *Cymbella* o *Gomphonema*, que pueden crecer erectas sobre un pedúnculo, o formas postradas que se adhieren al sustrato en toda su longitud, como *Epithemia*, *Cocconeis* o algunos *Achnanthydium* (O'Driscoll *et al.*, 2012). Al contrario, en ambientes de aguas más remansadas pueden estar más favorecidas las diatomeas móviles como muchas especies de *Navicula* o *Nitzschia*, que se desplazan por el sustrato, como encontró Komulaynen (2008), entre otros.

Incluso, la granulometría reinante en el tramo fluvial influye en la taxocenosis de diatomeas del mismo, aunque las muestras recogidas sean de diatomeas epilíticas y no muestras multihábitat, en las que la heterogeneidad de sustratos pudiera influir de manera más evidente (Reyes *et al.*, 2014). Un ambiente con muy pocos sustratos finos tendrá piedras con diatomeas puramente epilíticas, posiblemente inmóviles. Si hay mucho sedimento fino, lo

normal es que las piedras estén entremezcladas con arena o limos. Por lo tanto, es de prever que el perifiton que crece sobre las piedras esté compuesto de muchas especies que tienen mayor preferencia por los sustratos finos, pero que acaban siendo parte de la taxocenosis epilítica.

Por otro lado, pueden influir variables de tipo biótico, mediadas por la presencia y actividad de otros organismos como, por ejemplo, la estructura de la vegetación ribereña, el ramoneo de los macroinvertebrados bentónicos o la presencia de fanerógamas acuáticas, musgos y macroalgas, que aportan sustratos diversos para colonizar. La estructura de la vegetación de ribera influye en la luz que llega al agua y que está disponible para el desarrollo del perifiton. Y no sólo influye en la luz, sino en la cantidad y calidad de la hojarasca y otros materiales que caen al agua. El ramoneo de los macroinvertebrados puede ser un motivo de presión sobre ciertos hábitos de vida y/o grupos de algas más palatables y/o susceptibles de ser arrancados del sustrato (Casco y Toja, 1991; Feminella & Resh, 1991; Opsahl *et al.*, 2003).

La presencia de vegetación acuática y macroalgas puede influir sobre las diatomeas que se encuentran en un tramo fluvial, porque proporciona sustratos de colonización diversos y variables. Es conocida desde hace tiempo la predilección que tiene *Cocconeis* por los talos de *Cladophora* (Gómez de Argüello, 1943; Margalef, 1980; Haberyan & Mhone, 1991; Gari & Corogliano, 2007), aunque puede crecer perfectamente sobre otras especies y sobre sustratos inertes. Esta disponibilidad de sustratos vegetales podría ejercer influencia incluso sobre la taxocenosis de diatomeas epilíticas, pues un ambiente con muchas macroalgas, musgos y fanerógamas acuáticas emitirá gran cantidad de propágulos de especies preferentemente epifíticas, que pueden colonizar las rocas formando parte entonces del epiliton. De esta manera, las especies no quedan ligadas a un único tipo de sustrato (O'Quinn & Sullivan, 1983; Winter & Duthie, 2000). Además, durante la toma de muestras en ciertos ambientes con muchas macroalgas, lo normal es que entren pequeños filamentos en la muestra supuestamente epilítica, con lo que se variarán las proporciones en las especies con preferencia por las macroalgas como sustrato. No en vano las normas que estandarizan el muestreo de diatomeas epilíticas (AENOR, 2004), recomiendan eliminar los filamentos de macroalgas con pinzas en la medida de lo posible, buscando que la muestra presente el carácter más epilítico posible, pero es inviable una limpieza absoluta.

Existe una variable ambiental crucial en el desarrollo cuantitativo y la composición del perifiton: la composición química del agua. A este respecto, ya se habló de la salinidad. Pero también son cruciales en la composición del perifiton el nivel trófico, la carga orgánica biodegradable del agua, los contaminantes orgánicos no biodegradables (Rimet & Bouchez, 2011), los metales pesados y la acidez (Luís *et al.*, 2011). Estas características del agua están muy ligadas a la actividad del hombre. En sentido riguroso, todas las variables que han sido comentadas en este capítulo pueden verse afectadas por la actividad humana: la presencia de una presa, por ejemplo, afecta al régimen de caudales, alterando la hidrodinámica natural del río. También la granulometría de un tramo fluvial se afecta cuando se llevan a cabo aguas arriba trabajos que acarreen movimiento de tierras, extracción de áridos, etc. Y, por supuesto, la cubierta vegetal del tramo se afecta en función del uso del suelo. Todo ello redundará en la composición y abundancia del perifiton, pero las actividades humanas afectan sobre las algas de manera más directa y decisiva actuando desde la química del agua. En general, la alteración

drástica de la química del agua tiene un efecto de homogeneización de las características del tramo para el perifiton.

Por ejemplo, como se ha visto en el capítulo anterior, los ríos afectados por AMD (*acid mine drainage* o drenaje ácido de minas), en el mundo entero e independientemente de la hidrología, vegetación de ribera, nivel de ramoneo, etc., se caracterizan por una flora peculiar: crecimientos elevados de clorofíceas filamentosas tipo *Klebsormidium*, *Microspora* o *Mougeotia*, algunas especies de *Euglena* y diatomeas acidófilas como *Pinnularia acoricola*, *P. acidophila*, *P. aljustrellica*, *Eunotia exigua* y *Achnanthidium minutissimum* (Martín *et al.* 2004; Valente & Gomes, 2007; Bray *et al.*, 2008; Brake *et al.* 2014). La abundancia relativa de estos taxones y algunos otros podrá variar en función de los metales pesados dominantes, el pH y la severidad del AMD pero, en general, la flora se moverá dentro de un cuadro peculiar compuesto por estas y pocas especies más.

De igual manera, los ríos sometidos a contaminación orgánica y a eutrofización severas tienen una flora semejante, de manera que ríos muy alejados entre sí, con características hidrológicas o geológicas diferentes llegan a presentar una flora similar, compuesta por pocas especies muy recurrentes. Tornés (2009) encontró que podía encontrar diferencias claras entre tramos fluviales sólo en sitios con perturbación humana leve, puesto que el enriquecimiento en nutrientes enmascaraba las diferencias regionales (debidas a otros elementos causantes de heterogeneidad) entre los tramos de río incluidos en su estudio.

En este capítulo se va a ahondar en las relaciones que se establecen entre las características del medio y las asociaciones de diatomeas en los tramos estudiados de la cuenca del Guadalquivir. En primer lugar, se va a comparar la riqueza y diversidad de los tramos de calidad de agua peor, en relación a los menos afectados. *A priori* se espera que los tramos de peor calidad tengan una flora más pobre, con pocas especies recurrentes en todos los ríos. En segundo lugar, se va a centrar la atención en los tramos con una calidad de agua de media a buena y, en éstos, se va a analizar qué relaciones se establecen entre la taxocenosis de diatomeas y las características del medio diferentes a la calidad del agua, relaciones que sólo podrían manifestarse en tramos poco contaminados.

MATERIAL Y MÉTODOS

La principal afección de la cuenca es debida a la materia orgánica y a la eutrofización. Según los datos proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir a este estudio, los pesticidas no son un problema extendido en la cuenca (ver al respecto el capítulo 2) y la contaminación por AMD está restringida a una región del Guadiamar, el último gran afluente del Guadalquivir por la margen derecha. Por esta razón, el análisis acerca de la homogeneización de la flora debida a la calidad del agua ha estado centrado en la eutrofia y la contaminación orgánica, que es el problema relativo a la calidad del agua más generalizado.

El criterio para discernir el grado de afectación de un tramo lo ha dado el EPI-D. Tal criterio se fundamenta en varias razones:

- 1) La disponibilidad de información. Si el criterio fueran los nutrientes, el número de sitios disponibles sería muy limitado, ya que hay muchos tramos de los que no se dispone de esta información y, de entre ellos, habría que eliminar a los más afectados, lo que reduciría el número de tramos. Además, no se dispone de datos de DQO o DBO₅. En cambio, el EPI-D ha sido calculado en todos los tramos en los que se ha analizado la taxocenosis.
- 2) El ajuste entre los niveles de nutrientes y el valor del índice se ha mostrado estadísticamente significativo en el capítulo 2, por lo que éste es un reflejo de aquéllos.

En base al criterio elegido, se han considerado, por una parte, los tramos catalogados por el índice como Deficientes (naranja) o Malos (rojo). Sobre éstos se ha evaluado el efecto de una contaminación severa sobre la flora de diatomeas, comparando las taxocenosis que se encuentran en ellos con las de las otras categorías de calidad. Por otra parte, se han considerado los tramos de calidad entre Buena (verde) y Muy Buena (azul). La consideración de estos dos grupos sigue manteniendo varias categorías tróficas juntas, pero separa los casos extremos, independientemente de que sea discutible el ajuste preciso a las clases de calidad, en función la tipología de los tramos.

Tratamiento de la información en los tramos más contaminados.

En primer lugar, se ha contabilizado el número de especies de cada clase de calidad que marca el EPI-D, así como los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H) (Shannon & Weaver, 1949) y dominancia de Simpson (λ) (Simpson, 1949). Estos han sido los índices utilizados para la evaluación de la riqueza y diversidad de los tramos de calidad de agua peor, en relación a los menos afectados. El cálculo se ha hecho mediante el software Primer 5. Después se ha analizado qué especies, de entre las que se han encontrado en el Guadalquivir, están más relacionadas con las categorías de calidad. Esto se ha hecho mediante un análisis de porcentajes de similitud (SIMPER, *similarity percentages*), también con el programa Primer 5.

Tratamiento de la información en los tramos menos contaminados.

El análisis del efecto de las variables ambientales sobre la flora de diatomeas, en los tramos de calidad de Buena (verde) a Muy Buena (azul), se ha hecho tratando los datos de la siguiente manera:

Se ha realizado un análisis de conglomerados (*cluster*) que agrupe los tramos de río en función únicamente de la flora que presentan. Este análisis se ha llevado a cabo con el programa PRIMER 5. En el capítulo 1 se expuso que casi todas las especies han aparecido en apenas 1 o 2 muestras. Esto introduce mucha confusión en el análisis de conglomerados, puesto que tienden a aparecer pocas asociaciones, ya que casi todas las muestras que se comparan tienen en exclusividad algunas de estas especies esporádicas. Por esto, se han eliminado previamente aquellas especies que han aparecido menos de 5 veces.

El análisis de conglomerados mostró una serie de grupos, en función de las taxocenosis de diatomeas. Un análisis SIMPER reveló qué especies eran las principales responsables de

estas asociaciones. Se seleccionaron las especies responsables del 90% de la similitud dentro los grupos. Se entiende que estas especies son las más decisivas para definir la asociación de diatomeas propia de cada entorno.

Después se incorporaron al estudio las variables ambientales diferentes a la calidad del agua. El conjunto de variables que afectan al asentamiento de una especie en un biotopo es muy complejo. Para afrontar el análisis se ha utilizado toda la información de campo disponible (Anexo III). Esta información, de índole cualitativa en diversos ítems, se ha transformado y cuantificado según se indica en la Tabla 4.1.

Una vez calculadas estas variables, se cruzaron con las taxocenosis de diatomeas, considerando sólo las especies que aportaban en el SIMPER hasta el 90% de similaridad. El cruce de las variables y las especies se ha concretado en un Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA), llevado a cabo con el programa PCORD.

Tabla 4.1. Variables ambientales utilizadas. Se indica el nombre de la variable y una abreviatura de la misma, así como su significado y método de obtención a partir de la información de campo. También se presentan notas aclaratorias que fundamentan el uso de las variables transformadas.

VARIABLE	ABREVIATURA	EXPLICACIÓN
Centro de gravedad de los regímenes de turbulencia y profundidad.	CG_{reg}	Es un estadístico para definir el grado de turbulencia que reina, de manera general, en el tramo. Está definido como: $CG_{reg} = \frac{1 \times \%poza + 2 \times \%corriente + 3 \times \%rápidos}{1 + 2 + 3}$ Cuanto más alto sea el resultado, mayor turbulencia reina en el punto de muestreo.
Diversidad de regímenes	H_{reg}	Índice de diversidad de Shannon-Wiener aplicado sobre los distintos regímenes (poza, corriente, rápido). Cuanto más elevado sea, más heterogeneidad hay en el tramo en relación a la velocidad del agua.
NOTA: Las variables CG _{reg} y H _{reg} están relacionadas con la velocidad del agua. Juntas, reflejan cuantitativamente el tipo de régimen predominante y la heterogeneidad del tramo en ese aspecto.		
Temperatura	T	La temperatura va en relación a la fecha de los muestreos, que se extendieron de mayo a junio.
Conductividad	Cond	Puesto que no hay datos de campo de salinidad y sí de conductividad, se ha tomado ésta como una medida indirecta de la salinidad.
Diversidad de texturas de material orgánico	H_{org}	En ambos casos (H _{in} y H _{org}) se ha calculado el índice de Shannon-Wiener sobre las proporciones de los materiales que conforman el sustrato. La diversidad de texturas de material inorgánico integra la diversidad granulométrica (limos, arenas, gravas, rocas, etc.). La de materiales orgánicos integra el reparto que hay de material orgánico fino y detritos más gruesos. Estas variables se incrementan con la heterogeneidad del cauce. La clasificación granulométrica viene dada por esta escala, según el tamaño de grano: roca madre, piedras (>256 mm) guijarros (64 a 256 mm), gravas (2 a 64mm), arena (0'006 a 2 mm), limos (0'004 a 0'06) y arcillas (<0'004 mm). Estas medidas son inviables de realizar <i>in situ</i> , por lo que la escala se ha aproximado mediante un criterio más útil en campo: la roca madre no se puede levantar del suelo; las piedras se levantan generalmente con ambas manos; en una mano caben uno o dos guijarros, como mucho tres; caben muchas gravas en una mano; la arena no se mantiene en suspensión mucho tiempo en el agua y se desprende fácilmente cuando está seca; los limos y las arcillas se mantienen bastante tiempo en suspensión enturbiando el agua y se adhieren cuando se secan, pero las arcillas dan cierto tacto pegajoso entre los dedos, fuera del agua.
Diversidad de texturas de material inorgánico	H_{in}	En ambos casos (H _{in} y H _{org}) se ha calculado el índice de Shannon-Wiener sobre las proporciones de los materiales que conforman el sustrato. La diversidad de texturas de material inorgánico integra la diversidad granulométrica (limos, arenas, gravas, rocas, etc.). La de materiales orgánicos integra el reparto que hay de material orgánico fino y detritos más gruesos. Estas variables se incrementan con la heterogeneidad del cauce. La clasificación granulométrica viene dada por esta escala, según el tamaño de grano: roca madre, piedras (>256 mm) guijarros (64 a 256 mm), gravas (2 a 64mm), arena (0'006 a 2 mm), limos (0'004 a 0'06) y arcillas (<0'004 mm). Estas medidas son inviables de realizar <i>in situ</i> , por lo que la escala se ha aproximado mediante un criterio más útil en campo: la roca madre no se puede levantar del suelo; las piedras se levantan generalmente con ambas manos; en una mano caben uno o dos guijarros, como mucho tres; caben muchas gravas en una mano; la arena no se mantiene en suspensión mucho tiempo en el agua y se desprende fácilmente cuando está seca; los limos y las arcillas se mantienen bastante tiempo en suspensión enturbiando el agua y se adhieren cuando se secan, pero las arcillas dan cierto tacto pegajoso entre los dedos, fuera del agua.

Percentil 75 de la granulometría.	P75	Si se ordenan por tamaño (de menor a mayor) los % de cada tipo granulométrico, P75 es proporcional al tamaño máximo de grano que ocupa las tres cuartas partes del río. P75 es tanto menor cuanto más fino sea el sustrato dominante.
NOTA: Las variables H_{in} y P75 aluden a la granulometría de sustratos inorgánicos. Análogamente a CG_{reg} y H_{reg} , H_{in} y P75 informan, juntas, del tamaño granulométrico más característico y de la heterogeneidad.		
Índice de Valor del Hábitat	IVH	Estos índices son integradores y ya se ha hablado de ellos en el capítulo 1. Si bien otros elementos mencionados anteriormente, como la granulometría del cauce, van incluidos de alguna manera en IVH e IHF, se ha considerado oportuno mantener estos índices en este capítulo porque incluyen más elementos, como la estructura de la vegetación macroscópica.
Índice de Hábitat Fluvial	IHF	IET es un índice que mide el nivel trófico, como se comentó en el capítulo 1. Se ha mantenido en este capítulo porque ya se han omitido los tramos fluviales con una afectación extrema, por lo que puede ser interesante mantener este índice que es un reflejo del desarrollo de todo el perifiton, no sólo las diatomeas. Además, el valor no alude al desarrollo del perifiton que potencialmente podría crecer según el nivel trófico, sino al que acaba realmente creciendo en función también de la turbiedad o la luz que entra a través del dosel vegetal, que son elementos que se presupone que deben tomar peso una vez que se eliminan los tramos con afecciones obvias.
Índice de Estado Trófico	IET	
Presencia de macroalgas	Mac	Esta es una variable cualitativa, que se ha cuantificado como 1, si había macroalgas en el tramo, o como 0, si no las había, al menos de manera evidente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 4.1. presenta los valores de diversidad, riqueza y dominancia en los tramos según el nivel de calidad del agua que marca el EPI-D. Se observa una tendencia clara: las taxocenosis son más ricas y diversas cuando la calidad del agua es media. Esto concuerda con la clásica hipótesis de la perturbación intermedia, atribuida habitualmente a Connell (1978), según la que presiones moderadas sobre una comunidad biológica aumentan el número de nichos disponibles, lo que lleva a un aumento de riqueza.

Sin embargo, según los datos obtenidos, la presión humana, cuando es fuerte, tiende a empobrecer la taxocenosis de diatomeas. Los tramos de calidad de agua Mala (rojo) presentan una media de 21 especies, mientras que son más de 30 de media en los sitios con las demás categorías de calidad. También la diversidad es, en promedio,

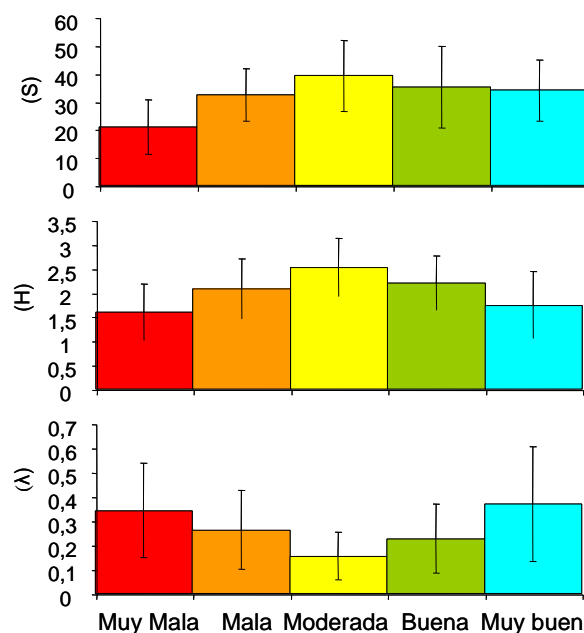


Figura 4.1. Media y desviación estándar de la riqueza (S), la diversidad (H) y la dominancia (λ) dentro de cada tipo de calidad del agua.

menor en estos tramos más contaminados. En los tramos de calidad Deficiente (naranja), con una afectación importante pero no severa, la riqueza y diversidad son cuantitativamente equiparables a las de tramos de calidad Buena (verde).

Al principio de este capítulo se planteó la hipótesis de que las especies asociadas a ambientes más contaminados son recurrentes; aparecen en todos los sitios afectados de manera generalizada, homogeneizándose la flora. El resultado del análisis SIMPER se muestra en la Tabla 4.2. Si se comparan las especies que intervienen en el 90% del parecido entre los tramos dentro de cada nivel de calidad, en las de aguas de calidad Mala (rojo) son sólo 6, un número similar a las que hay en aguas de calidad Muy Buena (azul), en las que 8 especies participan en el 90% del parecido. En los niveles intermedios participan más de 20 especies en el parecido. Por tanto, si se consideran las especies más representativas, los tramos de calidad extrema tienen aparentemente una pobreza similar. Sin embargo, si se analiza la semejanza dentro de cada nivel de calidad hasta el 99%, (con lo que salen a la luz las especies más escasas o esporádicamente representadas), la situación difiere entre los tramos de calidad Mala (rojo) y los de calidad Muy Buena (azul): los de calidad Mala alcanzan entre sí un 99% de similitud con sólo 18 especies; los de calidad Muy Buena, con 47 (lo que indica que el conjunto de especies muy escasas asociadas a estas aguas es mayor que en las aguas de calidad Mala).

Los tramos de calidad Deficiente (naranja) tienen, según el análisis SIMPER, 24 especies aportando el 90% de similaridad y 60 aportando el 99% (Tabla 4.2.). Son valores del mismo rango que en tramos de calidad Buena (20 y 61 especies respectivamente). Las especies características de unos y otros tramos son diferentes, pero en términos de riqueza y diversidad, las taxocenosis son semejantes. En los tramos de calidad Deficiente (naranja), el efecto del aumento de diversidad y heterogeneidad que introduce la perturbación (evidente pero no extrema, más acusada en unos tramos que en otros) es compensada por el efecto de homogeneización de la flora que introduce la contaminación, con el resultado de que en términos de riqueza y diversidad de las taxocenosis, el conjunto de tramos de calidad Buena (verde) es semejante al de Deficiente calidad (naranja), aunque con un reemplazo de las especies.

A la par del reemplazo de especies, se da un reemplazo en los hábitos de vida o formas de crecimiento. A nivel de género puede, en ocasiones, generalizarse sobre el hábito o modo de crecimiento. Por ejemplo, de manera general, puede decirse que *Cocconeis* crece adherido a un sustrato (formas postradas) y que *Gomphonema* es un género pedunculado. Otras veces, en particular en géneros muy diversos, hay diferentes hábitos de vida en las distintas especies. En el caso de *Nitzschia*, algunas pueden crecer erectas sobre un sustrato (Ej.: *Nitzschia fonticola*), pero otras especies del género son móviles (Ej.: *Nitzschia palea*) o de hábitos planctónicos (Ej.: *Nitzschia acicularis*). Con la excepción de dos especies, de hábitos planctónicos (*Cyclotella meneghiniana* y *Thalassiosira pseudonana*), las especies que sólo caracterizan a los tramos contaminados (calidad de Moderada a Mala) estudiados en el Guadalquivir son móviles: *Eolimna minima*, *Navicula veneta*, *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia capitellata*, etc. (ver tabla 2). Y las especies que caracterizan únicamente a los tramos de mejor calidad (de Muy Buena a Moderada) son casi todas de hábitos inmóviles, postradas o pedunculadas: *Cocconeis placentula*, *Achnantheidium biasoletianum*, *Gomphonema minutum*, *Cymbella affinis*, etc. (ver Tabla 4.2.). Hay especies con un espectro de distribución muy amplio y que no son indicativas de una variación en el hábito dominante, porque se encuentran en

todas las categorías de calidad, como *Achnantheidium minutissimum* (postrada o pedunculada), *Amphora pediculus* (postrada) o *Nitzschia frustulum* (móvil). Son especies que, además, debieran tener una baja fiabilidad respecto a la información que dan sobre la calidad del agua, porque no son exigentes en ningún sentido.

Tabla 4.2. Especies que participan en el 90% de la similaridad de los tramos de un mismo nivel de calidad según el EPI-D. Se indican al final de la tabla el número de especies que dan el 90% y el 99% de la similaridad en cada clase de calidad.

CÓDIGO	ESPECIE	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Muy Mala
AMIN	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	1	1	1	1	
APED	<i>Amphora pediculus</i>	1	1	1	1	
CPLC	<i>Cocconeis placentula var euglypta</i>	1	1	1		
GPUM	<i>Gomphonema pumilum</i>	1	1	1		
ABIA	<i>Achnantheidium biasolettianum</i>	1	1			
CAFF	<i>Cymbella affinis</i>	1	1			
GMIN	<i>Gomphonema minutum</i>	1		1		
ECPM	<i>Encyonopsis minuta</i>	1				
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i>		1	1	1	1
ALFR	<i>Planothidium frequentissimum</i>		1	1	1	
GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i>		1	1	1	
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>		1	1	1	
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i>		1	1	1	
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i>		1	1	1	
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		1	1	1	
DMON	<i>Diatoma monoliformis</i>		1	1		
NCTE	<i>Navicula cyptotenella</i>		1	1		
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i>		1	1		
NFON	<i>Nitzschia fonticola</i>		1	1		
CPED	<i>Cocconeis pediculus</i>		1			
CPLI	<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>		1			
GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i>		1			
EOMI	<i>Eolimna minima</i>			1		
NRCH	<i>Navicula reichardtiana</i>			1		
ESBM	<i>Eolimna subminuscula</i>			1	1	1
NPAL	<i>Nitzschia palea</i>			1	1	1
NVEN	<i>Navicula veneta</i>			1	1	1
NGRE	<i>Navicula gregaria</i>			1	1	
NLAN	<i>Navicula lanceolata</i>			1	1	
FSAP	<i>Fistulifera saprophila</i>				1	1
NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i>				1	1
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>				1	
NERI	<i>Navicula erifuga</i>				1	
NFIC	<i>Nitzschia filiformis var conferta</i>				1	
NIHU	<i>Tryblionella hungarica</i>				1	
NRCS	<i>Navicula recens</i>				1	
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i>				1	
SBRE	<i>Surirella brebissonii</i>				1	
TPSN	<i>Thalassiosira pseudonana</i>				1	
Total (90%)		8	20	23	24	6
Total (99%)		47	61	66	60	18

Rimet *et al* (2009), en experimentos de translocación de sustratos colonizados desde ambientes contaminados a otros más limpios, estudiaron la fisonomía del perifiton y encontraron que la mejora de la calidad del agua circulante se acompañaba de una disminución de las diatomeas móviles (*Fistulifera*, *Nitzschia*) en favor, en primer lugar, de *Achnantheidium* y luego de otras especies de hábitos postrados o pedunculados. En este trabajo no se ha llevado a cabo la translocación de sustratos, pero la tendencia relativa a los hábitos de vida dominante en función de la calidad de agua sigue un patrón similar al que encontraron Rimet *et al.* (2009), si bien hay especies de hábitos pedunculados (como *Gomphonema parvulum*) muy frecuentes en ambientes contaminados. En este trabajo, *G. parvulum* se ha

encontrado en aguas de calidad Buena hasta Deficiente. Posiblemente su habilidad para crecer en ambientes contaminados se basa en su capacidad de aprovechar el espacio creciendo vertical y apretadamente en un lugar densamente poblado debido a la disponibilidad de nutrientes (Rimet *et al.*, 2009).

La figura 4.2. presenta el análisis de conglomerados realizado en función de las taxocenosis de diatomeas encontradas en los tramos menos contaminados (Muy Buenos y Buenos). Aparecen los siguientes grupos:

1) Tramos caracterizados por tener casi en exclusividad *Achnantheidium biasolettianum* (ABIA).

2) Tramos fluviales que se asemejan en un 45% por *Nitzschia fonticola* (NFON) y en un 12% por *Navicula cryptotenella* (NCTE) (12%).

3) Punto C13 (Río Bodurria, en Baza, dentro de la subcuenca del Guadiana Menor): la flora de este río ha estado caracterizada por *Epithemia sorex* y *Encyonopsis minuta*, lo que la ha hecho particular ya que, si bien estas especies han aparecido en más lugares por la cuenca, lo han hecho con mucha menos proporción que en este tramo.

4) Tramos en los que la especie responsable de la agrupación es *Achnantheidium minutissimum* (AMIN). Ella sola es responsable del 71% del parecido entre las estaciones. Este grupo es el más numeroso y las diferencias internas dentro del análisis de conglomerados se deben a las especies acompañantes de AMIN. Dentro de este grupo aparecen dos subgrupos. El primero lo componen tramos caracterizados por AMIN casi en exclusiva (responsable del 84% de la semejanza). El segundo se compone de tramos caracterizados por AMIN, que aporta un 48% a la semejanza, pero en los que *Gomphonema pumilum* (GPUM) participa de forma no despreciable en la similaridad (11%).

5) Tramos con participación de *Cocconeis placentula var. euglypta* (CPLE) en la mayor parte de la semejanza (65%).

6) Tramos caracterizados por *Amphora pediculus*, responsable del 81% de la semejanza.

7) Río Salado aguas abajo del embalse de Torre del Águila (51801). Es un río mineralizado, afluente por la margen izquierda al final de la cuenca. La combinación de río salino y la presencia de un embalse aguas arriba, puede haber sido la causa de tener una taxocenosis que separe a éste del resto de tramos fluviales: coincide la especie planctónica *Cyclotella ocellata* con especies comunes en medios mineralizados como *Tryblionella hungarica* y *Fragilaria capucina var. vaucheriae*. Ésta, que ha aparecido en mayor proporción que en ningún otro tramo, junto con *C. ocellata* han sido las responsables de la diferenciación de esta taxocenosis, aunque la especie cuantitativamente más abundante fuera *Rhoicosphenia abbreviata*, que ha estado bastante extendida por la cuenca.

8) Tramos en los que el parecido se debe principalmente a *Cyclotella ocellata* (COCE, 30%) y *Fragilaria gracilis* (FGRA, 22%). Se trata de los tramos 40101 (Río Rumblar, aguas abajo del Embalse del Rumblar) y 40303 (Río Jándula, aguas abajo del Embalse de Encinarejo). Los dos son ríos muy semejantes; son cuencas adyacentes ubicadas en el ámbito de Sierra Morena. Es normal esperar que las taxocenosis aguas abajo de sendos embalses sean muy parecidas.

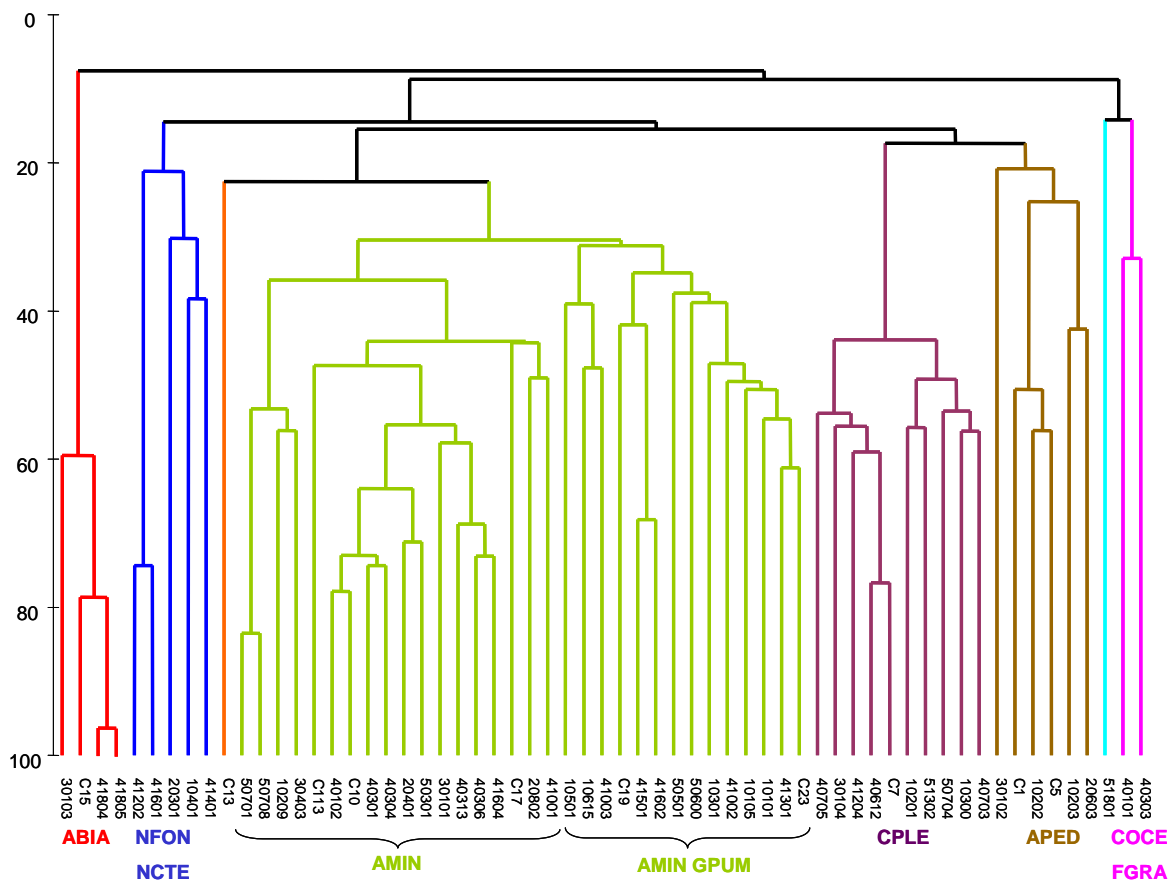


Figura 4.2. Análisis de conglomerados de los tramos de calidad Buena y Muy Buena, basados sólo en las taxocenosis. Se indican las especies más implicadas en el parecido de cada grupo del *cluster*, según el análisis SIMPER.

En base al análisis SIMPER, se han seleccionado las especies que participan, en cualquiera de los grupos, en hasta el 90% del parecido de los tramos. Tales especies se presentan en la Tabla 4.3. Estas son las especies que se han utilizado para cruzar las taxocenosis de los tramos con las variables ambientales (Tabla 4.1.) en un análisis de Correlaciones Canónicas (CCA). Los resultados de este análisis se representan en la Figura 4.3.

Para facilitar su interpretación, los resultados presentados en la Figura 4.3. se dividen en dos partes: por una parte se representan en el plano sólo los tramos (3A) y por otra sólo las especies (3B).

No se ha encontrado una segregación ni agrupación visible de especies ni de estaciones y, además, es poca la varianza explicada por los ejes. Hay diversas variables que afectan en similar grado a los ejes, por lo que no se ha encontrado ningún patrón claro; se trata sólo de tendencias poco evidentes.

Los grupos de tramos que se vislumbraron en el análisis de conglomerados (Figura 4.2.) se han llevado al CCA (3A), respetando la clave de color. Las taxocenosis observadas en el análisis de conglomerados no parecen caracterizar un ambiente en particular. Es decir, con la información disponible no se ha encontrado una relación entre las taxocenosis y las variables del medio analizadas, al menos de forma clara. Sí se observa que los tramos con *Amphora pediculus* y *Cocconeis placentula*, ambas diatomeas postradas, se disponen hacia el mismo lado del gráfico y de manera opuesta a los tramos caracterizados por *Nitzschia fonticola*, móvil

y/o erecta. Sin embargo, los tramos están tan dispersos por el gráfico que no ofrecen una perspectiva de las preferencias de las taxocenosis de diatomeas por las diferentes variables del ambiente. Las taxocenosis caracterizadas por *Achnantheidium minutissimum* están totalmente dispersas por el gráfico, lo que da una idea de la ubicuidad de la especie y la posibilidad de su asentamiento bajo condiciones muy dispares.

Tabla 4.3. Especies que participan en los grupos que determina el análisis de conglomerados entre las estaciones de calidad Buena y Muy Buena. Se presenta el % promedio que han ocupado en las muestras y el número de encuentros en los tramos fluviales de calidad Buena y Muy Buena

Especie	Código	% promedio	Número de encuentros
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	AMIN	22,76	57
<i>Achnantheidium biasolettianum</i>	ABIA	14,35	29
<i>Cocconeis placentula var euglypta</i>	CPLE	12,21	43
<i>Diatoma moniliformia</i>	DMON	10,15	16
<i>Nitzschia fonticola</i>	NFON	9,33	28
<i>Amphora pediculus</i>	APED	7,83	52
<i>Gomphonema pumilum</i>	GPUM	6,45	42
<i>Encyonopsis minuta</i>	ECPM	5,74	15
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	RABB	4,39	38
<i>Cocconeis placentula</i>	CPLA	3,68	15
<i>Gomphonema minutum</i>	GMIN	3,48	25
<i>Fragilaria gracilis</i>	FGRA	3,40	13
<i>Navicula cryptotenella</i>	NCTE	3,27	34
<i>Cocconeis pediculus</i>	CPED	3,20	37
<i>Cyclotella ocellata</i>	COCE	3,18	13
<i>Nitzschia inconspicua</i>	NINC	2,69	41
<i>Nitzschia disipata</i>	NDIS	2,55	32
<i>Cocconeis placentula var lineata</i>	CPLI	2,54	21
<i>Nitzschia amphibia</i>	NAMP	2,11	26
<i>Fragilaria capuchina var vaucheriae</i>	FCVA	2,03	26
<i>Encyonema silesiacum</i>	ESLE	1,89	32
<i>Cymbella affinis</i>	CAFF	1,86	37
<i>Encyonema minutum</i>	ENMI	1,68	17
<i>Gomphonema parvulum</i>	GPAR	1,33	45
<i>Ctenophora pulchella</i>	CTPU	0,97	6
<i>Ulnaria ulna</i>	FULN	0,92	40
<i>Navicula tripunctata</i>	NTPT	0,67	7
<i>Navicula capitatoradiata</i>	NCPR	0,65	21
<i>Aulacosira granulata</i>	AUGR	0,61	7

La ausencia de patrones claros puede tener su base en las siguientes causas:

1) La adaptabilidad y plasticidad de las especies en la lucha por la persistencia en el ecosistema. Las especies tienen rangos de tolerancia de variación de los elementos ambientales (velocidad de corriente, salinidad, luz, ramoneo, etc.) fuera de los cuales no puede subsistir. Sin embargo, la mayor parte de las especies que se suelen encontrar en los trabajos de monitorización tienen rangos amplios, al menos las que se encuentran en abundancia suficiente como para considerar su presencia y densidad en términos estadísticos. De hecho, las especies que han aparecido en este trabajo en densidad suficiente como para ser tratadas estadísticamente se encuentran en las guías de identificación usadas en todo el mundo, como Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991 a y b), lo

que da una idea de su amplia distribución. Bajo condicionantes del medio no severos, muchas especies se pueden desarrollar, aunque sea formando poblaciones pobres, fuera de su ambiente predilecto. A este respecto, Casco & Toja (1993, 2003) encontraron que especies de hábitos generalmente planctónicos (como muchas del género *Scenedesmus*) se desarrollaban perfectamente en el bentos mientras tuvieran la luz y los nutrientes que requieren, mientras que otras algas bentónicas como *Mougeotia* podían crecer en el plancton mientras tuvieran sus necesidades fisiológicas cubiertas, por lo que la diferenciación entre especies planctónicas y bentónicas es muy sutil en ciertos casos. Análogamente, esta afirmación podría ser extensiva al carácter epilítico, episámmico o epipélico de una especie, por ejemplo. En efecto, en esta línea, Townsend y Gell (2005) encontraron, tras muestrear diatomeas bentónicas sobre diferentes sustratos de los mismos sitios (rocas, macrófitas, macroalgas, madera, arenas y limos) que muchas especies eran comunes a todos los sustratos (aunque en diferentes

proporciones) y las que aparecían de manera exclusiva en algún sustrato eran especies muy minoritarias, para las que era cuestionable que fueran específicas de dicho sustrato.

Esta plasticidad puede empañar la aparición de patrones en la flora que puedan explicarse unívocamente por una circunstancia del entorno. Por ejemplo, aunque se ha mencionado *Cocconeis* como una diatomea típicamente epífita, también puede desarrollarse sobre rocas en ambientes sin vegetación acuática. Esta circunstancia se ha encontrado, por ejemplo, en la comparación de los ríos Arenosillo (40612) y Monachil (30104). El tramo estudiado del río Arenosillo presentaba grandes cantidades de macroalgas y la flora epilítica estaba compuesta en un 83% por *Cocconeis placentula* (el máximo de *Cocconeis* en todo el estudio). En cambio, en el tramo del Monachil, que no presentaba macroalgas, el 49% del epilíton estaba compuesto de *Cocconeis placentula*. Si bien han aparecido menos *Cocconeis* en Monachil que en Arenosillo, lo que concuerda con una menor cantidad de macroalga en el entorno, lo cierto es que el tramo de Monachil ha sido el cuarto que más *Cocconeis* ha presentado, más que otros tramos ricos en macroalgas (incluso *Cladophora*).

2. Las dificultades inherentes a la determinación taxonómica que puedan tener repercusiones sobre la ecología de las especies. Los trabajos de monitorización, que normalmente requieren rapidez, se basan en observaciones con microscopio óptico y utilizan guías relativamente generales en la mayor parte de los casos, como Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991 a y b), guías que, en ocasiones, pueden llevar a confusiones si se analiza de manera más meticulosa la taxonomía. Es el caso, por ejemplo, de *Nitzschia inconspicua*. Los ejemplares más grandes de *N. inconspicua* son muy similares a los menores de *Nitzschia frustulum*. Estas especies han aparecido muy extendidas en la cuenca (Tabla 4.2.), aunque *N. frustulum* aparece en agua de calidad igual o algo peores. Las ilustraciones comparadas de Prygiel & Coste (2000) no son de demasiada ayuda en algunos ejemplares difíciles. El problema se complica cuando los ejemplares ilustrados en estas guías tan ampliamente utilizadas corresponden a especies diferentes a las que se nombran. En el caso de *N. inconspicua*, Krammer y Lange-Bertalot (1988) engloban bajo el mismo nombre ejemplares fotografiados que, según Trobajo *et al.* (2013), corresponden a *Nitzschia soratensis*, descrita por Morales & Vis (2007).

Un caso similar al de *Nitzschia* puede presentarse en *Amphora*. *Amphora pediculus* se ha encontrado en aguas muy diferentes en calidad (Tabla 4.2.). Sin embargo, en 2009, Levkov describió la especie *Amphora indistincta* (Levkov, 2009), similar a *A. pediculus*. Aunque se pueden diferenciar sin microscopía electrónica por el número de areolas en las estrías, ambas especies son semejantes y en un análisis rápido se pueden confundir. En este trabajo se han contado juntas porque los análisis de las muestras se llevaron a cabo antes de la descripción de *A. indistincta*. Detrás de todos estos errores de identificación puede haber erróneas interpretaciones sobre la ecología de las especies, que pueden parecer más tolerantes, extendidas y cosmopolitas de lo que realmente son. Este problema no tiene fácil solución.

Por tanto, la posibilidad de encontrar patrones de distribución de las especies en función de las variables del medio se dificulta al no poder discriminar ciertos taxones muy parecidos al microscopio óptico, cuya identificación precisa podría esclarecer las preferencias ecológicas.

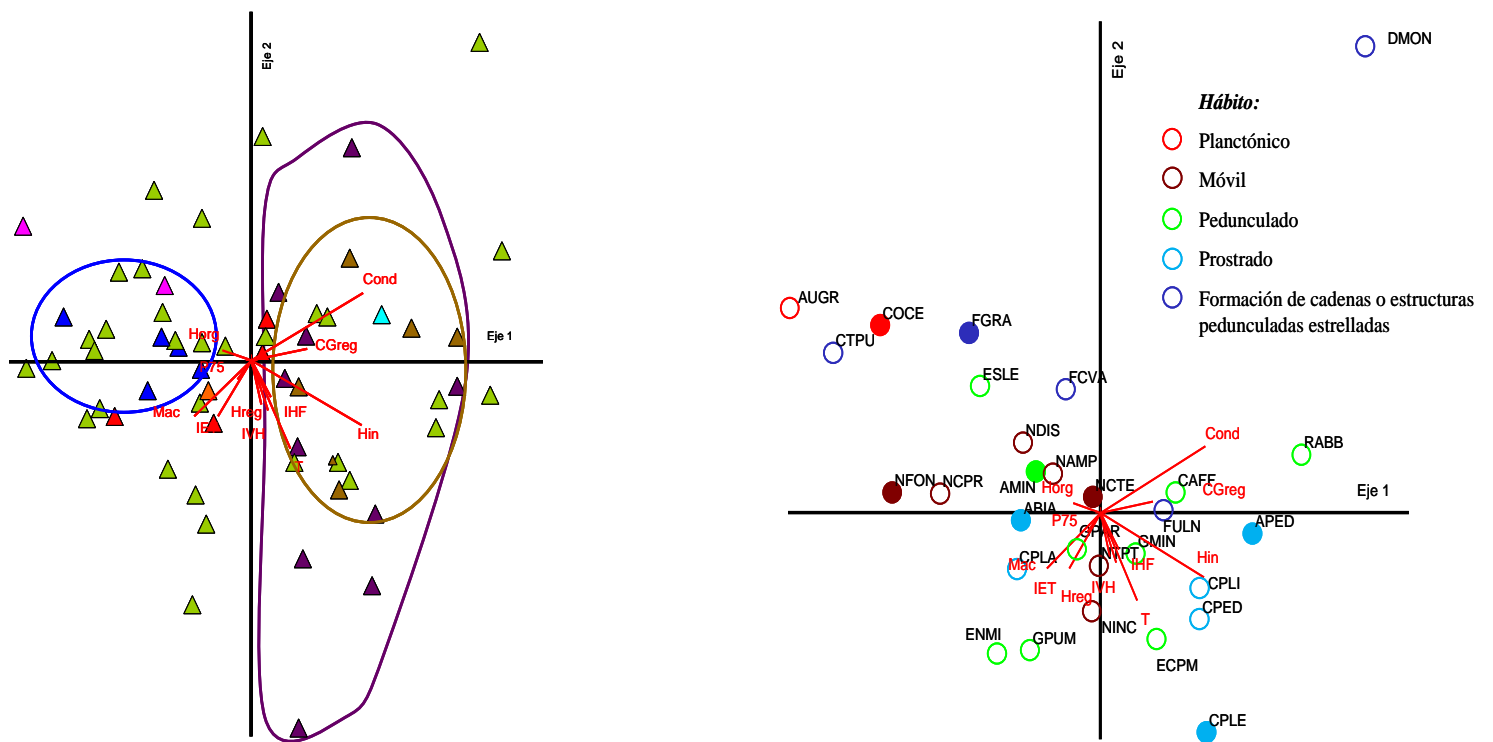


Figura 4.3. Distribución en el plano definido por los 2 primeros ejes del CCA de los tramos de calidad Buena o Muy Buena (izquierda, 3A) y de las especies que el SIMPER ha seleccionado como más definitivas en las asociaciones estos tramos (derecha, 3B). En 3A, los colores de los símbolos dependen de la pertenencia a los distintos grupos florísticos definidos por el análisis de conglomerados y el SIMPER (Figura 4.2.): azul, *Nitzschia fonticola*; verde, *Achnanthydium minutissimum*; rojo, *Achnanthydium biasolettianum*; marrón, *Amphora pediculus*; morado, *Cocconeis placentula*; rosa, *Cyclotella ocellata*, naranja, tramo C-13; azul claro, tramo 51801. Se muestran, además, tres curvas: la azul rodea a los tramos que, según el análisis de conglomerados, se caracterizan por *Nitzschia fonticola*. La marrón, rodea a los tramos caracterizados por *Amphora pediculus*. La violeta, a los tramos con *Cocconeis placentula*. En 3B, los colores indican el hábito de la especie, según la leyenda adjunta. Las especies más importantes en el parecido entre los tramos según el SIMPER se representan con el símbolo relleno. La tabla muestra la correlación de cada variable con los tres primeros ejes del CCA y la varianza explicada por cada eje aparece entre paréntesis.

Variable	Eje 1 (5,6)	Eje 2 (4,4)	Eje 3 (3,4)
CGreg	0,224	-0,154	0,000
Hreg	-0,036	-0,130	0,019
T	0,115	-0,298	-0,01
Cond	0,291	0,231	0,100
Hin	0,263	-0,191	-0,128
Horg	-0,078	0,017	-0,245
P75	-0,047	-0,012	-0,173
IVH	0,220	0,113	-0,314
IHF	-0,146	0,043	0,408
IET	-0,095	-0,122	0,162
Mac	-0,036	-0,206	0,108

3. Existe otra causa, muy posiblemente más determinante que las anteriores: la respuesta de las diatomeas a las variables ambientales diferentes a la calidad del agua es tan compleja que no se pueden ver patrones si no se controlan las observaciones. Por ejemplo, Tuchmann y Stevenson (1991) detectan el efecto de una variable ambiental como la herbivoría, porque comparan, en una zona de estudio reducida y controlada, el efecto de los ramoneadores, manteniendo estables las demás variables ambientales. En un estudio extensivo, en el que se integran muchas observaciones puntuales en ríos muy diferentes, los sucesos que simultáneamente conducen a que se desarrolle determinada taxocenosis son tantos y tan variados que se enmascaran unos a otros, pues cada uno tiene una implicación demasiado sutil en relación a los demás. En cambio, la contaminación del agua tiene un efecto que se caracteriza por 1) ser muy drástico y con fuerza como para destacar sobre las demás

variables ambientales y 2) cambiar al perifiton siempre en la misma dirección. Esto hace que sea posible ver tendencias derivadas de la contaminación del agua incluso en estudios extensivos como el presente, que deja abiertos los interrogantes que plantean muchas variables imposibles de controlar.

CONCLUSIONES

De los resultados de este trabajo se desprende que la contaminación del agua en los tramos fluviales estudiados, cuando es severa, conduce a un empobrecimiento de las taxocenosis de diatomeas y a una pérdida de diversidad. Sin embargo, la situación de contaminación de leve a moderada, no extrema, supone un aumento de la diversidad y riqueza de especies.

La contaminación tiende a promover un reemplazo en las especies, de manera que, si bien en tramos contaminados la riqueza puede llegar a ser igual o mayor que en tramos limpios, la taxocenosis se compone de otras especies, con hábitos de vida diferentes: las especies móviles tienden a reemplazar a las especies adnatas y pedunculadas, con la excepción de algunas (*Achnanthisidium minutissimum*, *Amphora pediculus*, *Nitzschia frustulum*), que se mantienen frecuentes en un rango de eutrofia muy amplio.

La eliminación de la contaminación del agua como un elemento homogeneizador para dar cabida a la expresión de otras variables sobre la taxocenosis de diatomeas, mediante el análisis de sólo los tramos limpios, no muestra patrones evidentes, posiblemente debido a la complejidad de las interacciones de las diatomeas con su biotopo y con las otras especies del ecosistema.

CONCLUSIONES

1.- La riqueza florística de diatomeas de la cuenca del Guadalquivir es elevada, del mismo orden de la encontrada otras cuencas ibéricas. Se compone de 399 taxones encontrados en 110 muestras, la mayoría a nivel de especie y algunos determinados hasta variedad. Las más frecuentes son *Achnanthydium minutissimum*, *Gomphonema parvulum* y *Amphora pediculus*. El 64% de las especies tienen baja frecuencia de aparición (menor del 2% de los tramos).

2.- Los índices de diatomeas europeos TDI, CEE, IPS, IBD y EPI-D han mostrado un buen ajuste con la química del agua, por lo que son herramientas adecuadas para la monitorización. En general, presentan muy buena correlación entre ellos, por lo que se puede elegir cualquiera de ellos para el seguimiento de rutina. Sin embargo, según este trabajo los más adecuados son el EPI-D y el IPS que es el actualmente incluido en la legislación española.

3.- En ambos índices tiene importancia considerable la presencia o no de valvas del género *Achnanthydium*, muy numerosas en casi todos los tramos fluviales. Estas diatomeas suelen crear confusión en la interpretación de los índices debido a que, generalmente, son consideradas de aguas muy limpias cuando, en realidad, tienen un amplio rango de tolerancia. La incertidumbre que introduce este género se acrecienta a medida que se describen nuevas especies, de difícil discriminación al microscopio óptico y sin valores de fiabilidad y sensibilidad asociados. El problema resulta grave cuando las valvas de este género son dominantes en las muestras. En tales casos resulta más adecuado, para la correcta interpretación de los índices, prestar atención al resto de la taxocenosis e, incluso, calcular el índice biótico elegido excluyendo a *Achnanthydium*.

4.- Las taxocenosis de algas, incluidas las diatomeas, son indicativas de eventos de contaminación diferentes a la carga orgánica o la eutrofización, como el AMD (*acid mine drainage* o drenaje ácido de minas). Este tipo de contaminación tiene dos componentes que, normalmente, actúan de manera simultánea: la acidez y la concentración de elementos contaminantes. El efecto que tienen de manera aislada no es el mismo, ya que promueven la aparición de diferentes especies. Las comunidades biológicas que se encuentran en la práctica están más adaptadas a tolerar la acidez que los contaminantes, aunque deben soportar la presencia de estos últimos para persistir. Este tipo de contaminación pasa desapercibida a los índices bióticos de diatomeas de manera que éstos sobreestiman la calidad del agua.

5.- Las taxocenosis de diatomeas bentónicas que se desarrollan en un área concreta están determinadas, sobre todo, por las características fisicoquímicas del agua. La contaminación elevada homogeneiza las taxocenosis independientemente de la situación geográfica del tramo, caracterizándose por *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia frustulum*, *Navicula veneta* y *Eolimna subminuscula*. Además presentan un número total de especies mucho menor que el resto de tramos.

6.- Un alto grado de eutrofia y/o una carga orgánica elevada fomentan la aparición de especies de hábitos móviles (salvo excepciones) y la mejoría de la calidad del agua tiene a reemplazar estas formas de vida por otras sésiles (prostradas o pedunculadas).

7.- Las especies que tienen un determinado hábito de vida se presentan o no en función de la salinidad. Por ejemplo, entre las móviles se encuentran *Nitzschia capitellata* en aguas dulces y *Navicula recens* en aguas con mayor salinidad; entre las pedunculadas se encuentran, en agua dulce, *Encyonema caespitosum* y en ambientes más salinos, *Diatoma monoliformis*. En este

patrón general, la salinidad del agua determina las especies de cada hábito que se desarrollan preferentemente.

8.- La influencia que ejercen los elementos estructurales del ecosistema (la heterogeneidad de sustratos inorgánicos, la diversidad de regímenes hídricos, la estructuración de la vegetación fluvial, etc.), sobre la composición de las taxocenosis es menos evidente y menos predecible que la de la calidad del agua y requiere una observación a pequeña escala. No se puede detectar el efecto de cada una de estas variables sin un control exhaustivo de todas las demás.

BIBLIOGRAFÍA

- ABOAL, M., M. A. PUIG & G. SOLER. 1996. Diatom assemblages in some Mediterranean temporary streams in Southeastern Spain. *Archiv für Hydrobiologie*, 136 (4): 509-527.
- ÁCS, E.; K. SZABÓ, B. TÓTH & T. KISS. 2004. Investigation of benthic algal communities in connection with reference conditions of the Water framework Directives. *Acta Botanica Hungarica*, 46 (3-4): 255-277.
- ÁCS, É., K. SZABÓ, A.K. KISS, B. TÓTH, G. ZARAY & K.T. KISS. 2005. Investigation of epilithic algae on the River Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the River Danube. *Archiv für Hydrobiologie*, 16, 389-417.
- AENOR. 2004. Norma española UNE-EN 13946:2004. Calidad del agua. Guía para el muestreo en rutina y el pretratamiento de diatomeas bentónicas en ríos. 20pp.
- AFNOR. 2003. *Qualité de l'eau: Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière* (IBMR). NF T 90-395.
- AGENCIA CATALANA DE L'AIGUA. 2003. *Anàlisi de la viabilitat i proposta d'indicadors fitobentònics de la qualitat del'aigua per als cursos fluvials de Catalunya. Aplicació de la Directiva Marc en Política d'Aigües de la Unió Europea (2000/60/CE)*. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient.
- AGUILERA, A. 2013. Eukaryotic Organisms in extreme acidic environments, the Río Tinto case. *Life*, 3: 363-374.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, S. ROBLES, C. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS, y C. ZAMORA-MUÑOZ. 2002. Caracterización del estado ecológico de los ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnética*, 21 (3-4): 175-185.
- ALMEIDA, S. 2001. Use of diatoms for freshwater quality evaluation in Portugal. *Limnética*, 20 (2): 205-213.
- ALOI, J.E. 1990. A critical review of recent freshwater periphyton field methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 656-670.
- ÁLVAREZ-BLANCO, I., S. BLANCO, C. CEJUDO-FIGUERAS & E. BECARÉS. 2013. The Duero Diatom Index (DDI) for river water quality assessment in NW Spain: design and validation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (1): 969-981.
- ALVERSON, J.A., K.M. MANOYLOV & J.R. STEVENSON. 2003. Laboratory sources of error for algal community attributes during sample preparation and counting. *Journal of Applied Phycology*, 00: 1-13.

- APHA. 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, EEUU.
- ATAZADEH, I., M. SHARIFI & M. G. KELLY. 2007. Evaluation of the Trophic Diatom Index for assessing water quality in River Gharasou, western Iran. *Hydrobiologia*, 589: 165-173.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER & J.B. STRIBLING. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and vadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BARTHÈS A., J. LEFLAIVE, S. COULON, F. PERES, J. L. ROLS & L. TEN-HAGE 2014. Impact of drought on diatom communities and the consequences for the use of diatom index values in the river Maureillas (Pyrénées-orientales, France). *River Research and Applications*, DOI:10.1002/rra.2793.
- BEY M. Y. & L. ECTOR. 2013. Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes. Tome 1 Centriques, Monoraphidées. Tome 2 Araphidées, Brachyraphidées. Tome 3 Naviculacées: Naviculoidées. Tome 4 Naviculacées: Naviculoidées. Tome 5 Naviculacées: Cymbelloidées, Gomphonématoidées. Tome 6 Bacillariacées, Rhopalodiacees, Surirellacées. Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Rhône-Alpes, Lyon, 1182 + 27 pp., ISBN 978-2-11-129817-0.
- BIGGS, B. 1996. Patterns in benthic algae of streams. In Stevenson, R.J., and others (eds.), *Algal Ecology Freshwater Benthic Systems*. New York, Academic Press, p. 31-51.
- BIRK, S., N. J. WILLBY, M. G. KELLY, W. BONNE, A. BORJA, S. POIKANE, W. VAN DE BUND. 2013. Intercalibrating classifications of ecological status: Europe's quest for common management objectives for aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 454-455: 490-499.
- BLANCO, S., L. ECTOR & E. BECARES. 2004. Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. *Vie et Milieu*, 54: 71-79.
- BLANCO, S., E. BÉCARES, N. HERNÁNDEZ & L. ECTOR. 2008. Evaluación de la calidad del agua en los ríos de la cuenca del Duero mediante índices diatomológicos. *Publicaciones técnicas del CEDEX. Ingeniería Civil*, 148: 139-143.
- BOIX, D, E. GARCÍA-BERTHOU, S. GASCÓN, L. BENEJAM, E. TORNÉS, J. SALA, J. BENITO, A MUNNÉ, C. SOLÀ & S. SABATER. 2010. Response of community structure to sustained drought in Mediterranean rivers. *Journal of Hydrology*, 383: 135–146.
- BRAKE, S., I. ARANGO, S. T. HASIOTIS & K. R. BURCH. 2014. Spatial and temporal distribution and characteristics of eukaryote-dominated microbial biofilms in an acid mine drainage environment: implications for development of iron-rich stromatolites. *Environmental Earth Sciences*, 72 (8): 2779-2796.

- BRAY, J. P., P. A, BROADY, D. K. NIYOGI & J. S. HARDING. 2008. Periphyton communities in New Zealand streams impacted by acid mine drainage. *Marine and Freshwater Research*, 59, 1084–1091.
- CABRERA, F., C. G. TOCA, E. DÍAZ & P. DE ARAMBARRI. 1984. Acid mine-water and agricultural pollution in a river skirting the Doñana National Park (Guadiamar River, South West Spain). *Water Research*, 18 (12): 1469-1482.
- CABRERA, F., L. CLEMENTE, E. DÍAZ, R. LÓPEZ & J. M. MURILLO. 1999. Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. *Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 117-129.
- CAMARGO, J.A. & A. JIMÉNEZ. 2007. Ecological responses of epilithic diatoms and aquatic macrophytes to fish farm pollution in a Spanish river. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 64: 213-219.
- CANTONATI, M. & H. LANGE-BERTALOT. 2006. *Achnantheidium dolomiticum*, sp. Nov. (Bacillariophyta) from oligotrophic mountain springs and lakes fed by dolomite aquifers. *Journal of Phycology*, 42: 1184-1188.
- CAPPELLETTI, C., F. CIUTTI, A. CRIPPA, L. MANCINI, M.E. BELTRAMI, E. PIERDOMINICI & A. DELL'UOMO. 2005. Diatomee come indicatori della qualità biologica dei corsi d'acqua. EPI-D ed altri metodi europei a confronto: il caso studio del fiume Tevere. *Biologia ambientale*, 19: 103-108.
- CASCO, M. A. 1990. *El perifiton del embalse de La Minilla. Comparación con el fitoplancton y contribución a la producción total*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla.
- CASCO, M.A. y J. TOJA. 1991. Efecto del pastoreo sobre las algas del perifiton. *Biología acuática*, 15 (2): 238-239.
- CASCO, M. A. & J. TOJA. 1993. The distribution and interaction of algal communities in reservoirs. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergenbn. Limnol.*, 40: 85-96.
- CASCO, M. A. y J. TOJA. 2003. Efecto de la fluctuación de nivel del agua en la biomasa, la diversidad y las estrategias del perifiton de los embalses. *Limnética*, 22(1-2): 115-134.
- CEDEX, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. 2004. *Caracterización de los tipos de ríos y lagos*. Versión 1.0. Madrid.
- CEJUDO-FIGUEIRAS, C., I. ÁLVAREZ-BLANCO, E. BÉCARES & S. BLANCO. 2010. Epiphytic diatoms and water quality in shallow lakes: the neutral substrate hypothesis revisited. *Marine and Freshwater Research*, 61: 1457-1467.
- CEMAGREF (1982). *Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Cemagref, Bordeaux – Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai.

- CIORBA, A. & R. BARREIRO. 2004. The response of the periphytic diatom community to acid mine drainage pollution. *Annals of West University of Timișoara*, vol. VII: 15-24.
- CHEN, X., X. MAO, Y. CAO, & X. YANG. 2013. Use of siliceous algae as biological monitors of heavy metal pollution in three lakes in a mining city, Southeast China. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, 42 (3): 233-242.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO. 2010. Guía de las diatomeas de la cuenca del Duero. Confederación Hidrográfica del Duero (ed.). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 207 pp.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. 2005. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para fitobentos*. Ministerio de Medio Ambiente.
- CONNELL, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199 (4335): 1302–10.
- DEBENEST, T., J. SILVESTRE, M. COSTE, F. DELMAS, E. PINELLI. 2008. Herbicide effects on freshwater benthic diatoms: Induction of nucleus alterations and silica cell wall abnormalities. *Aquatic Toxicology*, 88(1):88-94.
- DEBENEST, T., J. SILVESTRE, M. COSTE & E. PINELLI. 2010. Effects of pesticides on freshwater diatoms. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 203: 87-103.
- DELGADO, C., I. PARDO & L. GARCÍA. 2010. A multimetric diatom index to assess the ecological status of coastal Galician rivers (NW Spain). *Hydrobiologia*, 644: 371-384.
- DELGADO, C., I. PARDO & L. GARCÍA. 2012. Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators*, 15: 131-139.
- DELL'UOMO, A., A. PENSIERI & D. CORRADETTI. 1999. Diatomées épilithiques du fleuve Esino (Italia centrale) et leur utilisation pour l'évaluation de la qualité biologique de l'eau. *Cryptogamie Algologie*, 20: 253-269.
- DESCY, J.P. & M. COSTE. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh International Verein Limnology*, 24: 2112-2116.
- DODDS, W. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51 (1-2): 671-680.
- DOUTERELO, I., E. PERONA & P. MATEO. 2004. Use of cyanobacteria to assess water quality in running waters. *Environ. Pollut.*, 127 (3): 377-84.

- DUONG, T. T., M. COSTE, A. FEURTET-MAZET, D.K. DANG, C. GOLD, Y.S. PARK & A. BOUDOU. 2006. Impact pollution from the Hanoi area on benthic diatom communities collected from the Red, Nhue and Tolich rivers (Vietnam). *Hydrobiologia*, 563: 201-216.
- ECTOR, L., C. E. WETZEL, M. NOVAIS & D. GUILLARD. 2015. Atlas des diatomées des rivières des Pays de la Loire et de la Bretagne. DREAL Pays de la Loire, Nantes.
- ELORANTA, P. & J. SOININEN. 2002. Ecological Status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology*, 14: 1-7.
- FALASCO, E., F. BONA, G. BADION, L. HOFFMANN & L. ECTOR (2009). Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*, 623: 1-35.
- FALKENHAYN, L. 2007. *An assessment of the use of Bacillariophyceae as biological monitors of heavy metal pollution in Australian tropical streams*. Ph.D. Department of Geographical and Environmental studies. University of Adelaide.
- FEMINELLA, J. W. & V. H. RESH. 1991. Herbivorous caddisflies, macroalgae, and epilithic microalgae: dynamic interactions in a stream grazing system. *Oecologia*, 87: 247-256.
- FLOR-ARNAU, N., M. REAL, G. GONZÁLEZ, J. CAMBRA. J.L. MORENO, C. SOLÀ y A. MUNNÉ. 2015. Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnética*, 34 (1): 95-114.
- GABITO, L., S. BONILLA & D. ANTONIADES. 2013. Paleolimnological reconstruction of change in a subtropical lake: a comparison of the subfossil record to limnological data. *Limnética*, 32 (2): 175-188.
- GALLARDO-MAYENCO, A. 1991. *Respuesta de los macroinvertebrados fluviales a la salinidad. Comparación de las cuencas de los ríos Guadaira y Guadalete*. Tesis Doctorales en microfichas nº 33 (1993). Publicaciones de la Universidad de Sevilla.
- GALLARDO-MAYENCO, A., S. MACÍAS Y J. TOJA. 2004. Efectos de la descarga en la calidad del agua a lo largo del gradiente de altitud en un río mediterráneo: el río Guadaira (Sevilla), *Limnética*. 23(1-2): 69-81.
- GARI, E. N. & M. C. CORIGLIANO. 2007. Spatial and temporal variations of *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenb.) 1854 Grunow, 1884 in drift and periphyton. *Brazilian Journal of Biology*, 67 (4): 587-595.
- GERMAIN, H. 1981. *Flore des Diatomées des eaux douces et saumâtres*. Ed. Boubée. Paris.
- GIBSON, G., M. BARBOUR, J. STRIBLING & J. GERRITSEN. 1996. Biological criteria: technical guidance for streams and small rivers (revised edition) EPA 822-B96-001. Office of water. US Environmental Protection Agency. Washington D.C.).

- GOBIERNO VASCO. 2005. *Red de seguimiento del estado ecológico de los ríos de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco, Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del territorio.
- GOMÀ, J., R. ORTIZ, J. CAMBRA & L. ECTOR. 2004. Water quality evaluation in Catalanian Mediterranean rivers using epilithic diatoms as bioindicators. *Vieu Milieu*, 54: 81-90.
- GOMÀ, J., F. RIMET, J. CAMBRA, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2005. Diatom communities and water quality assessment in mountain rivers of the upper Segre basin (La Cerdanya, oriental Pyrenees). *Hydrobiologia*, 551: 209-225.
- GÓMEZ, N. 1999. Epipellic diatoms from the Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the Pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 2: 301-309.
- GÓMEZ, N. & M. LICURSI. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 173-181.
- GÓMEZ DE ARGÜELLO, I. 1943. Algunos datos sobre algas de los alrededores de León. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 3: 283-298.
- GÓMEZ-ORTIZ, D., D. C. FERNÁNDEZ-REMOLAR, A. GRANDA, C. QUESADA, T. GRANDA, O. PRIETO-BALLESTEROS, A. MOLINA & R. AMILS. 2014. Identification of the subsurface sulfide bodies responsible for acidity in Río Tinto source water, Spain. *Earth and Planetary Science Letters*, 391:36-41.
- GOMEZ-PARRA, A., J. M. FORJA, T. A. DELVALLS, I. SÁENZ & I. RIBA. 2000. Early contamination by heavy metals of the Guadalquivir Estuary after the Aznalcóllar mining spill (SW Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 40 (12): 1115-1123.
- GHOSH, M. & J. P. GAUR. 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany* 60: 1-10.
- GUASCH, H., M. LEIRA, B. MONTUELLE, A. GEISZINGER, J. L. ROULIER, E. TORNÉS, A. SERRA. 2009. Use of multivariate analyses to investigate the contribution of metal pollution to diatom species composition: search for the most appropriate cases and explanatory variables. *Hydrobiologia*, 627 (1): 143-158.
- HABERYAN, K. A. & O. K. MHONE. 1991. Algal communities near Cape Maclear, Southern Lake Malaŵi, Africa. *Hydrobiologia*, 215 (3): 175-188
- HILL, B. Z., R. J. STEVENSON, Y. PAN, A. T. HERLIHY, P. R. KAUFMANN & C. B. JOHNSON. 2001. Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. *Journal of the North American Benthological Society*, 20 (2): 299-310.

- HIRST, H., I. JÜTTNER & S. J. ORMEROD. 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology*, 47: 1752-1765.
- HLÚBIKOVÁ, D., L. ECTOR & L. HOFFMANN. 2011. Examination of the type material of some diatom species related to *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarn. (Bacillariophyceae). *Algological Studies*, 136/137: 19-43.
- JÜTTNER, I., S. SHARMA, B. M. DAHAL, S. J. ORMEROD, P.J. CHIMONIDES & E. J. COX. 2003. Diatoms as indicators of stream quality in the Kathmandu Valley and Middle Hills of Nepal and India. *Freshwater Biology*, 48: 2065-2084.
- JÜTTNER I., J. CHIMONIDES & E. J. COX. 2011. Morphology, ecology and biogeography of diatom species related to *Achnantheidium pyrenaicum* (Hustedt) Kobayasi (Bacillariophyceae) in streams of the Indian and Nepalese Himalaya. *Algological Studies* 136/137, 45–76.
- KELLY, M. G. 1998. Use of the Trophic Diatom Index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*: 32, 236-242.
- KELLY, M.G., A.CAZAUBON, E. CORING, A. DELL'UOMO, L. ECTOR, B. GOLDSMITH, H. GUASCH, J. HÜRLIMANN, A. JARLMAN, B. KAWECKA, J. KWANDRANS, R. LAUGASTE, E.A. LINDSTROM, M. LEITAO, P. MARVAN, E. PADISÁK, E. PIPP, J. PRYGIEL, E. ROTT, S. SABATER, H. VAN DAM & J. VIZINET. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, 10: 215-224.
- KIM, Y. S., J. S. CHOI, J. H. KIM, S. C. KIM, J. W. PARK & H. S. KIM. 2008. The effects of effluent from a closed mine and treated sewage on epilithic diatom communities in a Korean stream. *Nova Hedwigia*, 86 (3-4): 507-524.
- KÓKAI, Z., I. BÁCSI, P. TÖRÖK, K. BUCZKÓ, E. T-KRASZNAI, C. BALOGH, B. TÓTHMÉRÉSZ & V. B-BÉRES. 2015. Halophilic diatom taxa are sensitive indicators of even short term changes in lowland lotic systems. *Acta Botanica Croata*, 72 (2). DOI: 10.1515/botcro-2015-0025.
- KOMULAYNEN, S. (2008). The structure and distribution of phytoplankton community in the Teno River and its tributaries (Finnish Lapland). *Boreal Environment Research*, 13: 517-524.
- KRAUS, U. & J. WIEGAND. 2006. Long-term effects of the Aznalcóllar mine spill-heavy metal content and mobility in soils and sediments of the Guadiamar river valley (SW Spain). *Science of the Total Environment*, 367 (2-3): 855-71.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1986. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/1. Bacillariophyceae. Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1988. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/2. Bacillariophyceae. Epithemiaceae, Bacillariaceae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1991a. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/3. Bacillariophyceae. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1991b. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/4. Bacillariophyceae. Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. Gesamtliteraturverzeichnis für Teil 1-4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT. 2004. *Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae), Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4* [second revised edition] [With "Ergänzungen und Revisionen" by H. Lange Bertalot]. In: H. Ettl *et al.*, Süßwasserflora von Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 2(4):468 pp., 93 pls. [first edition was published in 1991] ["Ergänzungen und Revisionen" by H. Lange Bertalot: pp. 427-468]
- KUPE, L., F. SCHANZ & R. BACHOFEN. 2007. Biodiversity in the benthic diatom community in the upper River Töss reflected in water quality indices. *Clean-Soil, Air, Water*, 36: 84-91.
- LANGE-BERTALOT, H. (2001): *Navicula sensu stricto*. 10 genera separated from *Navicula sensu lato*. *Frustulia*. - In: Lange-Bertalot, H. (ed.): *Diatoms of Europe 2*. - 526 pp., A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell.
- LECOINTE, C., M. COSTE & J. PRYGIEL. 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269-270: 509-513.
- LEE, C. L. & Y. LEE. 2009. Cyanobacterial Bio-indicator Survey for Two Main Rivers in Taitung Taiwan. *Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 2(2): 1-26.
- LEVKOV, Z. 2009. *Amphora sensu lato*. In: *Diatoms of Europe: Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*. (Lange-Bertalot, H. Eds) Vol. 5, pp. 5-916. Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag K.G.
- LIUKKONEN, M., T. KAIRESALO & E. Y. HAWORTH. 1997. Changes in the diatom community, including the appearance of *Actinocyclus normanii* f. *subsalsus*, during the biomanipulation of Lake Vesijärvi, Finland. *European Journal of Phycology*, 32: 353-361.
- LOBO, E. A., S. KITAZAWA & H. KOBAYASI. 1990. The use of scanning electron microscopy as a necessary complement of light microscopy diatom examination for ecological studies. *Diatom*, 5: 33-43.

- LUÍS, A., P. TEIXEIRA, S. ALMEIDA, J. X. MATOS & E. F. DA SILVA. 2011. Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): chemical and diatom characterization of metal-contaminated stream sediment and surface water of Corona stream. *Science of the Total Environment*, 409 (20): 4312-25.
- LUÍS, A., M. H. NOVAIS, B. VAN DE VIJVER, S. ALMEIDA, E. A. FERREIRA DA SILVA, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2012. *Pinnularia aljustrellica* sp. nov. (Bacillariophyceae), a new diatom species found in acidic waters in the Aljustrel mining area (Portugal) and further observations on the taxonomy and ecology of *P. acidophila* Hofmann et Krammer and *P. acoricola* Hustedt. *Fottea*, 12 (1): 27-40.
- LUÍS, A., A. ALEXANDER, S. ALMEIDA, E. FERREIRA DA SILVA & J. M. CULP. 2013. Benthic diatom communities in streams from zinc mining areas in continental (Canada) and Mediterranean climates (Portugal). *Water Quality Research Journal of Canada*, 48 (2): 180-191.
- MAGRAMA (2013a). Protocolo de muestreo y laboratorio de flora acuática (organismos fitobentónicos) en ríos (Código: ML-R-D-2013).
- MAGRAMA (2013b). IPS. Protocolo de cálculo del índice de poluosensibilidad específica. IPS-2013.
- MARGALEF, R. 1980. Composición y fenología de la vegetación algal de un arroyo del Montseny (Barcelona). *Oecologia aquatica*, 4: 111-112.
- MARTÍN, G., E. ALCALÁ, C. SOLÁ, A. PLAZUELO, M. D. BURGOS, M.D., E. REYES y J. TOJA. 2004. Efecto de la contaminación minera sobre el perifiton del río Guadamar. *Limnética*, 23: 315-330.
- MARTÍN, G., J. TOJA, S. E. SALA, M. R. FERNÁNDEZ, I. REYES & M. A. CASCO. 2010. Application of diatom biotic indices in the Guadalquivir River Basin, a Mediterranean basin. Which one is the most appropriated? *Environmental Monitoring and Assessment*, 170: 519-534
- MARTÍN, G. & M. R. FERNÁNDEZ. 2012. Diatoms as indicators of water quality and ecological status: sampling, analysis and some ecological remarks, *Ecological Water Quality - Water Treatment and Reuse*, Dr. Voudouris (Ed.), ISBN: 978-953-51-0508-4, InTech, DOI: 10.5772/33831. Available from: <http://www.intechopen.com/books/ecological-water-quality-water-treatment-and-reuse/diatoms-as-indicators-of-water-quality-and-ecological-status-sampling-analysis-and-some-ecological-r>
- MASMOUDI, S., N. NGUYEN-DEROICHE, A. CARUSO, H. AYADI, A. MORANT-MANCEAU, G. TREMBLIN, M. BERTRAND & B. SCHOEFS. 2013 Cadmium, copper, sodium and zinc effects on diatoms: from heaven to hell - A review. *Cryptogamie Algologie*, 34 (2): 185-225.

- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. 2009. Borrador del informe sobre la interpolación del IBMWP e IPS en los tipos de masas de agua en los que no se dispone de información de estaciones de referencia. Versión 5.2.
- MONTESANTO, B., S. ZILLER & M. COSTE. 1999. Diatomées épilithiques et qualité biologique des ruisseaux du mont Stratonikon, Chalkidiki (Grèce). *Cryptogamie Algologie*, 20: 235-251.
- MORALES, E.A., P.A. SIVER & F.R. TRAINOR. 2001. Identification of diatoms (Bacillariophyceae) during ecological assessments: comparison between light microscopy and scanning electron microscopy techniques. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 151: 95-103.
- MORALES, E.A. & M. L. VIS. 2007. Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) from cloud forest and alpine streams in Bolivia, South America. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 156: 123-155.
- MORIN, S., M. VIVAS-NOGUES, T. T. DUONG, A. BOUDOU, M. COSTE & F. DELMAS. 2007. Dynamics of benthic diatom colonization in a cadmium/zinc-polluted river (Riou-Mort, France). *Fundamental and Applied Limnology: Archiv für Hydrobiologie*, 168 (2): 179-187.
- MORIN, S., T. DUONG, A. DABRIN, A. COYNEL, O. HERLORY, M. BAUDRIMONT, F. DELMAS, G. DURRIEU, J. SCHÄFER, P. WINTERTON, G. BLANC & M. COSTE. 2008. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environmental Pollution*, 151 (3): 532-542.
- MORIN S., A. CORDONIER, I. LAVOIE, A. ARINI, S. BLANCO, T. T. DUONG, E. TORNÉS, B. BONET, N. CORCOLL & L. FAGGIANO. 2012. Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. *Handbook of Environmental Chemistry* (H. Guasch, A. Ginebreda & A. Geiszinger), Springer, Heidelberg, 19: 117–146.
- MUNNÉ A, N. PRAT, C. SOLÀ, N. BONADA & M. RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 13 (2): 147-163
- NAKANISHI, Y., M. SUMITA, K. YUMITA, T. YAMADA & T. HONJO. 2004. Heavy-metal pollution and its state in algae in Kakehashi River and Godani River at the foot of Ogoya mine, Ishikawa Prefecture. *Analytical Sciences*, Vol. 20 (1): 73-78.
- NAVARRO, E., H. GUASCH, I. MUÑOZ, M. REAL & S. SABATER. 2000. Aplicación de un sistema de canales artificiales en el estudio ecotoxicológico de comunidades microbentónicas. *Limnética*, 18: 1-14.
- NIYOGI, D. K.; W. M. LEWIS & D. M. McKNIGHT. 2002. Effects of stress from mine drainage diversity, biomass and function of primary producers in mountain streams. *Ecosystems*, 5: 564-567.

- NOVAIS, M. H., D. HLÚBIKOVÁ, M. MORAIS, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2011. Morphology and ecology of *Achnantheidium caravelense* (Bacillariophyceae), a new species from Portuguese rivers. *Algological Studies*, 136/137: 131-150.
- NOVAIS, M. H., I. JÜTTNER, B. VAN DER VIJVER, M. M. MORAIS, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2015. Morphological variability within the *Achnantheidium minutissimum* species complex (Bacillariophyta): comparison between the type material of *Achnanthes minutissima* and related taxa, and new freshwater *Achnantheidium* species from Portugal. *Phytotaxa*, 224 (2): 101-139.
- O'DRISCOLL, C., E. DE EYTO, M. RODGER, M. O'CONNOR, Z. ASAM & L. XIAO. 2012. Diatom assemblages and their associated environmental factors in upland peat forest rivers. *Ecological Indicators*, 18: 443–451.
- O'QUINN, R. & M. J. SULLIVAN. 1983. Community structure dynamics of epilithic and epiphytic diatoms in a Mississippi stream. *Journal of Phycology*, 19: 123-128.
- OPSAHL, R. W., T. WELLNITZ & N. L. POFF. 2003. Current velocity and invertebrate grazing regulate stream algae: results of an in situ electrical exclusion. *Hydrobiologia*, 499: 135–145, 2003.
- OSOZ, J., J. GOMÀ, L. ECTOR, J. CAMBRA, M. PARDOS y C. DURÁN. 2007. Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos mediterráneos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas. *Limnética*, 26 (1): 143-158.
- PAN, Y., B. H. HILL, P. HUSBY, R. K. HALL & P. R. KAUFMANN. 2006. Relationships between environmental variables and benthic diatom assemblages in California Central Valley streams (USA). *Hydrobiologia*, 561:119–130.
- PARDO, I., M. ALVAREZ, J. CASAS, J.L. MORENO, S. VIVAS, N. BONADA, J. ALBATECEDOR, P. JAIMEZ-CUELLAR, G. MOYA., S. ROBLES, M.L SUAREZ., M. TORO, M.R. VIDAL-ABARCA. 2002. The habitat of the Mediterranean rivers. Design of the habitat diversity index. *Limnética*, 21 (3-4): 115-133.
- PASZTALENIEC, A. & A. POLEC. 2006. Distribution of benthic diatoms in the Swinka River (Polesie region) in relation to salinity. *Oceanological and Hydrological studies*, 35 (3): 227-236.
- PENALTA-RODRÍGUEZ, M. y M.C. LÓPEZ-RODRÍGUEZ. 2007. Diatomeas y calidad del agua de los ríos del Macizo Central gallego (Ourense, N.O. España) mediante la aplicación de índices diatomológicos. *Limnética*, 26: 351-358.
- PERES, F., A. BARTHÈS, E. PONTON, M. COSTE, L. TEN-HAGE, R. LE-COHU. 2012. *Achnantheidium delmontii* sp. nov., a new species from French rivers. *Fottea, Olomouc*, 12 (2): 189-198.
- PERES, F., R. LE COHU & D. DELMONT. 2014. *Achnantheidium barbei* sp. nov. and *Achnantheidium costei* sp. nov., two new diatom species from French rivers. *Diatom Research*, 29(4): 387-397.

- PONADER, K.C. & M. POTAPOVA. 2007. Diatoms from the genus *Achnantheidium* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes. *Limnologia* 37: 227–241.
- POTAPOVA, M. & D. F. CHARLES. 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48, 1311–1328.
- POTAPOVA, M. & D. F. CHARLES. 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, 7: 48-70.
- POTAPOVA, M. & P. HAMILTON. 2007. Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology*, 43: 561-575.
- PRAT, N., J. TOJA, C. SOLÀ, M.D BURGOS, M. PLANS Y M. RIERADEVALL. 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiamar River following a toxic flood. *The Science of Total Environment*, 242: 231-248.
- PRAT, N., J. TOJA, M.D. BURGOS, M. PLANS y A. PLAZUELO. 2000. Evaluación de los efectos del vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar sobre la calidad del agua y sobre las poblaciones de plancton, perifiton y macroinvertebrados de los Ríos Agrío y Guadiamar. Pag. 60-65. En: Programa de Investigación del Corredor Verde del Río Guadiamar. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. ISBN 84-89650-88-8.
- PRAT, N. 2002. El proyecto GUADALMED. *Limnética*, 21 (3-4): 1-3.
- PRYGIEL, J., M. COSTE & J. BUKOWSKA. 1999. Review of the major diatom-based techniques for the quality assessment of rivers-state of the art in Europe. In J. Prygiel, B. A. Whitton & J. Bukowska (eds.). *Use of algae for monitoring Rivers III*, p.p. 224-238.
- PRYGIEL, J. & M. COSTE. 2000. Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-354. Douai: Agence de l'eau Artois Picardie, 340 pp.
- PRYGIEL, J. 2002. Management of the diatom monitoring networks in France. *Journal of Applied Phycology*, 14: 19-26.
- PRYGIEL, J., P. CARPENTIER, S. ALMEIDA, M. COSTE, J.C. DRUART, L. ECTOR, D. GUILLARD, M.A. HONORÉ, R. ISERENTANT, P. LEDEGANCK, C. CASSOU-LALANNE, C. LESNIAK, I. MERCIER, P. MONCAUT, M. NAZART, N. NOUCHET, F. PERES, V. PEETERS, F. RIMET, A. RUMEAU, S. SABATER, F. STRAUB, M.C. TORRISSI, L. TUDESQUE, B. VAN DER VIJVER, H. VIDAL, J. VIZINET & N. ZYDEK. 2002. Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology*, 14: 27-39.
- REYES, I. G. MARTÍN, M. REINA, A. ARECHEDERRA y L. SERRANO. 2007. Fitoplancton del Lucio El Cangrejo Grande (Parque Natural de Doñana). *Limnética*, 26: 307-318.

- REYES, I., G. MARTÍN, M. A. CASCO, S. E. SALA & J. TOJA. 2014. The different species of benthic algae, have preference by a defined type of substrate? Comunicación al XVI Congreso Ibérico de Limnología. Santander, Julio 2014.
- RIMET, F., L. ECTOR, H. CAUCHIE & L. HOFFMANN. 2009. Changes in diatom-dominated biofilms during simulated improvements in water quality: implications for diatom-based monitoring in rivers. *European Journal of Phycology*, 44 (4): 567-577.
- RIMET F., A. COUTÉ, A. PIUZ, V. BERTHON & J. C. DRUART. 2010. *Achnantheidium druartii* sp. nov. (Achnanthesales, Bacillariophyta), a new species invading European rivers. *Vie et Milieu - Life and Environment*, 60(3):185-195.
- RIMET, F. & A. BOUCHEZ. 2011. Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: Lotic mesocosm approaches. *Ecological Indicators*, 11: 489–499.
- SABATER, S. 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, SW. Spain, following a major mine spill. *Journal of applied Phycology*, 12: 113-124.
- SABATER, S., T. BUCHACA, J. CAMBRA, J. CATALÁN, H. GUACH, N. IVORRA, I. MUÑOZ, E. NAVARRO, M. REAL & A.M. ROMANÍ. 2003. Structure and function of benthic algal communities in an extremely acid river. *Journal of Phycology*, 39: 481-89.
- SÁNCHEZ-CASTILLO, P. 1984 Estudio ficológico de la vegetación reófila de Sierra Nevada. *Limnética*, 1: 136-140.
- SEGUIN, F., J. C. DRUART & R. LE COHU, R. (2001). Effects of atrazine and nicosulfuron on periphytic diatom communities in freshwater outdoor lentic mesocosms. *Annales de Limnologie*, 37: 3-8.
- SHANNON, C. E. & W. WEAVER. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.
- SIMPSON, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- SMOL, J.P. & E.F. STOERMER. 2010. *The Diatoms. Applications for the Environmental and Earth Sciences*. 2nd rev. Ed. Cambridge University Press: 686 pp.
- SOININEN, J. 2005. Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. *Aquatic Ecology*, 38: 495-501.
- SOLÀ, C, J. TOJA, M. PLANS, M.D. BURGOS y N. PRAT. 2001. El accidente de las minas de Aznalcóllar: efectos sobre el ecosistema acuático del Río Guadiamar. Pág. 55-72. En: *De las catástrofes ambientales a la cotidianidad urbana: la gestión de la seguridad y el riesgo*. Barcelona, España. Geocrítica.

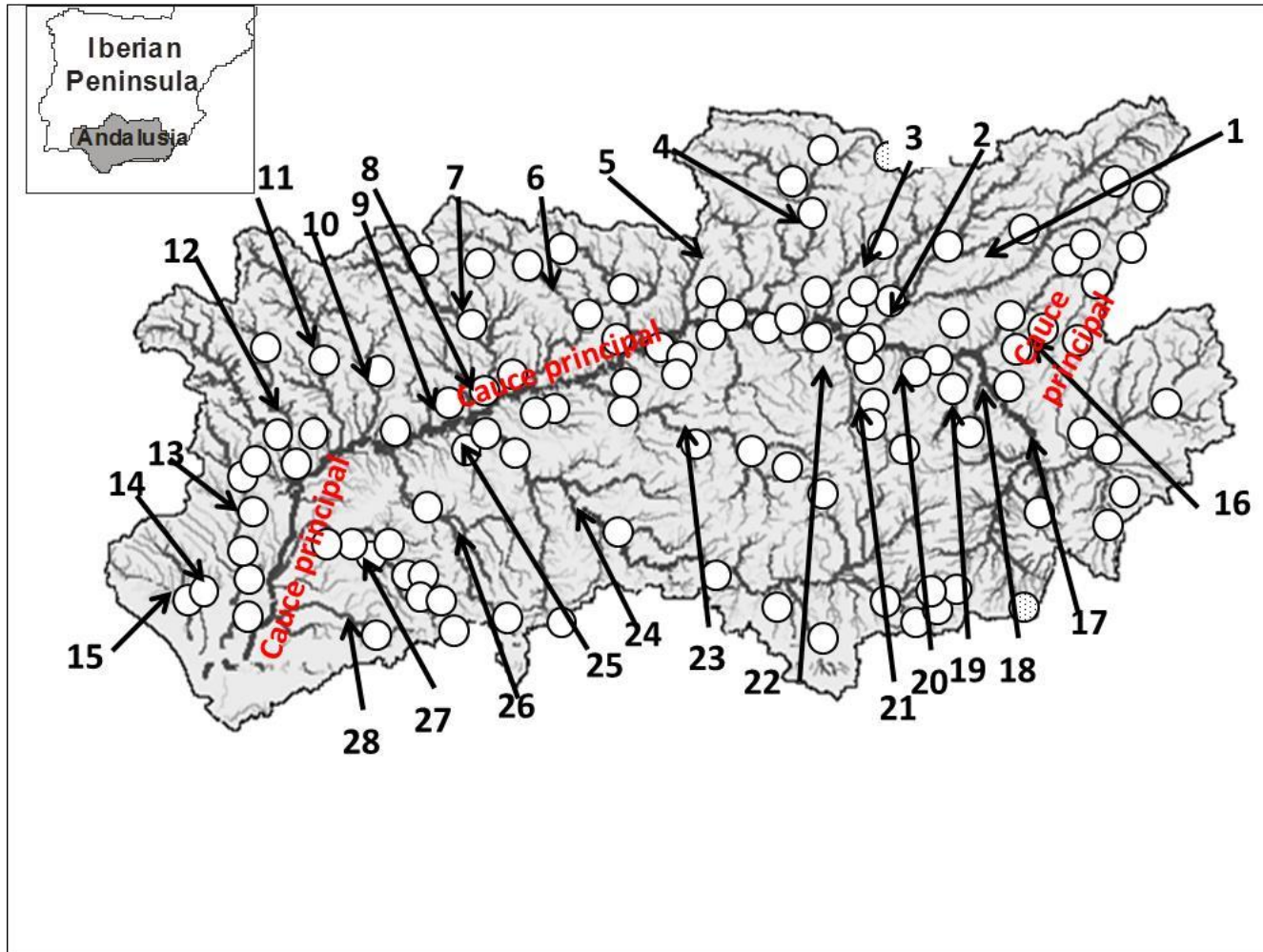
- STENGER-KOVÁCS, C., E. LENGYEL, K. BUCZKÓ, F. M. TÓTH, L. O. CROSSETTI, A. PELLINGER, Z. DOMA & J. PADISÁK. 2014. Vanishing world: alkaline, saline lakes in Central Europe and their diatom assemblages. *Inland Waters*, 4: 383-396.
- STEVENS, A. E., B. C. MCCARTHY & M. L. VIS. 2001. Metal content of Klebsormidium-dominated (Chlorophyta) algal mats from acid mine drainage waters in Southeastern Ohio. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 128 (3): 226-233.
- SZABÓ, K.; K.T. KISS, G. TABA & E. ÁCS. 2005. Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. *Acta Botanica Croatica*, 64 (1): 1-46.
- TAPIA, P.M. 2008. Diatoms as bioindicators of pollution in the Mantaro River, Central Andes, Peru. *International Journal of Environment and Health*, 2 (1): 82-91.
- TAYLOR, J.C., J. PRYGIEL, A. VOSLOO, P.A. DE LA REY & L. VAN RENSBURG. 2007. Can diatom-based pollution indices be used for biomonitoring in South Africa? A case study of the Crocodile West and Marico water management area. *Hydrobiologia*, 592: 455-464.
- THOMAS, J. & J. JOHN. 2010. Diatoms in wetlands from the south-west of Western Australia: community structure in relation to pH. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 93: 29-42.
- TOJA, J., E. ALCALÁ, G. MARTÍN, C. SOLÀ Y M. PLANS. 2003a. Evaluación del efecto del vertido tóxico sobre la calidad del agua y los sedimentos de los ríos Agrío y Guadiamar. En *Ciencia y restauración del río Guadiamar. PICOVER 1998-2002*: 78-93. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- TOJA, J., E. ALCALÁ, M.D. BURGOS, G. MARTÍN, A. PLAZUELO, T. SCHUTTER, C. SOLÀ Y N. PRAT. 2003b. Evaluación del efecto del vertido tóxico sobre las comunidades de plancton y perifiton de los ríos Agrío y Guadiamar. En *Ciencia y restauración del río Guadiamar. PICOVER 1998-2002*: 94-109. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- TOJA, J., C. SOLÀ, M.D. BURGOS, A. PLAZUELO, M. PLANS. 2004. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *Science of the Total Environment*, 333 (1-3): 109-12.
- TOJA, J. 2008. Efecto del accidente minero en el perifiton del río Guadiamar. Las algas bentónicas como indicadoras de la calidad del agua. En *La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto del Corredor Verde. La historia de un paisaje emergente*: 205-220. I. Redondo, C. Montes y F. Carrascal (eds). Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- TORNÉS, E. 2009. Distributional patterns of diatom communities in Mediterranean rivers. PhD Thesis. Universitat de Girona.

- TORRISI, M. C. & A. DELL'UOMO. 2006. Biological monitoring of some Apennine rivers (Central Italy) using the Diatom-based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D) compared to other European diatom indices. *Diatom Research*, 21: 159-174.
- TORRISI, M. C., S. SCURI, A. DELL'UOMO, M. COCCHIONI. 2010. Comparative monitoring by means of diatoms, macroinvertebrates and chemical parameters of an Apennine watercourse of central Italy: The river Tenna. *Ecological indicators*, 10 (4): 910-913.
- TOWNSEND, S.A. & P. A. GELL. 2005. The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian wet/dry tropics. *Hydrobiologia*, 584: 101-115.
- TROBAJO, R., L. ROVIRA, L. ECTOR, C. E. WETZEL, M. KELLY & D. G. MANN. 2013. Morphology and identity of some ecologically important small *Nitzschia* species. *Diatom Research*, 28 (1): 37-59.
- TUCHMANN, N. C. & R. J. STEVENSON. 1991. Effects of selective grazing by snails on benthic algal succession. *Journal of the North American Benthological Society*, 10 (4): 430-443.
- URREA-CLOS, G. & S. SABATER. 2009. Comparative study of algal communities in acid and alkaline waters from Tinto, Odiel and Piedras river basins (SW Spain). *Limnética*, 28 (2): 261-272.
- VALENTE, T. & C. L. GOMES. 2007. The role of two acidophilic algae as ecological indicators of acid mine drainage sites. *Journal of Iberian Geology*, 33 (2) 2007: 283-294.
- VALENTE, T., M. J. RIVERA, S. ALMEIDA, C. DELGADO, P. GOMES, J. A. GRANDE & M. L. DE LA TORRE. 2015. Characterization of water reservoirs affected by acid mine drainage: geochemical, mineralogical and biological (diatoms) properties of the water. *Environmental Science and Pollution Research International*, DOI 10.1007/s11356-015-4776-0. Erratum en <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5039-9>.
- VAN DAM, H., A. MERTENS & J. SINKELDAM. 1994. A coded checklist and ecological indicators values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28 (1): 117-133.
- VAN DE VIJVER, B., L. ECTOR, M. E. BELTRAMI, M. HAAN, E. FALASCO, D. HLÚBIKOVÁ, A. JARLMAN, M. KELLY, M. H. NOVAIS & A. Z. WOJTAL. 2011. A critical analysis of the type material of *Achnantheidium lineare* W. Sm. (Bacillariophyceae). *Algological Studies*, 136/137: 167-191.
- VAN DE VIJVER, B., A. JARLMAN, H. LANGE-BERTALOT, A. MERTENS, M. DE HAAN, L. ECTOR. 2011b. Four new European *Achnantheidium* species (Bacillariophyceae). *Algological Studies*, 136/137: 193-210.

- VERES, A. J., R. PIENITZ & J. P. SMOL. 1995. Lake water salinity and periphytic diatom succession in three subarctic lakes, Yukon territory, Canada. *Arctic*, 48 (1): 63-70.
- WANG, Q., C. ZHI, P. B. HAMILTON & F. KANG. 2009. Diatom distributions and species optima for phosphorus and current velocity in rivers from Zhujiang Watershed within a Karst region of South-Central China. *Archiv für Hydrobiologie*, 175 (2):125-141.
- WINTER, J. C. & H. C. DUTHIE. 2000. Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Biology*, 34 (4): 345-353.
- WOOD, R. J., S. M. MITROVIC & B. J. KEFFORD. 2014. Determining the relative sensitivity of benthic diatoms to atrazine using rapid toxicity testing: A novel method. *The Science of the Total Environment*, 485-486: 421-427.
- WOJTAL, A. Z., L. ECTOR, B. VAN DER VIJVER, E. A. MORALES, S. BLANCO, J. PIATEK & A. SMIEJA. 2011. The *Achnantheidium minutissimum* complex (Bacillariophyceae) in Southern Poland. *Algological Studies*, 136/137: 211-238.
- WU, J.T. 1999. A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan. *Hydrobiologia*, 397: 79-87.
- WU, J.T. & L.T KOW. 2002. Applicability of a generic index for diatom assemblages to monitor pollution in the tropical river Tsanwun, Taiwan. *Journal of Applied Phycology*, 14: 63-69
- ZELINKA, M. & P. MARVAN. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389-407.

ANEXO I

La figura adjunta muestra las principales subcuencas que conforman la cuenca del Guadalquivir. La Tabla 1 de este Anexo muestra la localización de los tramos de río estudiados.



Localización de los tramos de río estudiados en la cuenca del río Guadalquivir. Se señala la situación, además del cauce principal, de las subcuencas estudiadas: 1. Guadalimar, 2. Guadiel, 3. Rumbiar, 4. Jándula, 5. Pequeñas cuencas margen derecha: 5.1. Martín Gonzalo; 5.2. Arenoso-Arenosillo, 6. Guadalmellado, 7. Guadiato, 8. Bembézar, 9. Retortillo, , 10. Rivera de Huéznar, 11. Viar, 12. Rivera de Huelva 13. Guadiamar, 14. Arroyo de El Partido, 15. Arroyo de La Rocina, 16. Río de la Vega, 17. Gadiana Menor, 18. Jandulilla, 19. Bédmar, 20. Torres, 21. Guadalbullón, 22. Guadatin, 23. Guadajoz, 24. Genil, 25. Arroyo Sta. María, 26. Corbones, 27. Guadaira, 28. Salado.

Tabla 1: Localización de los tramos muestreados. En la segunda columna se muestra la numeración de los mismos que figuran en la Figura 2 y que se corresponden con los códigos UE, usados por la CHG. Las estaciones que dicen “embalse de...” son tramos situados aguas debajo de la presa, hasta 1 Km de la misma

Subcuenca	Nº en figura	Cod UE	RÍO Y TRAMO	UTMX	UTMY
Cauce principal		Control 15	Guadalquivir en Vadillo Castril	506458	4197290
		10101	Guadalquivir en Arroyo Maria	515900	4226246
		10105	Guadalquivir abajo embalse Puente Cerrada	483500	4201400
		10102	Guadalquivir en Mogón	497333	4214670
		10209	Guadalquivir aguas abajo del embalse de Pedro Marín	460372	4198126
		10802	Guadalquivir en Mengíbar	429369	4205394
		40202	<i>Guadalquivir en conf. con Arroyo Martingordo</i>	411500	4210000
		40401	Guadalquivir en Marmolejo	395300	4212800
		40602	Río Guadalquivir en el Carpio	364500	4201500
		40801	Guadalquivir en Córdoba	344300	4194200
		40901	Río Guadalquivir en Villarrubia	330000	4188000
		41101	Guadalquivir en Posadas	314700	4185700
		41302	Guadalquivir en Peñaflor	294600	4174600
		41904	Guadalquivir en La Señuela	222043	4103232
Guadalimar	1	Control 113	Dañador antes embalse Dañador	496128	4250829
		10202	Bedmar en Garciez-Gimena	460211	4198096
		10203	Torres en Puente del Obispo	451471	4200920
		10300	Hornos en Orcera	526413	4240970
		10301	Arroyo Barranco de Siles en Siles	534519	4251094
		10303	Guadalimar en Puente Genave	512250	4244300
		10401	Guadalmena en Albadalejo	518900	4263200
		10501	Beas confluencia con Río Guadalimar	503502	4238187
		10502	Guadalimar en Sabiote	476000	4219600
		10503	Cañada de la Yedra en Canena	457653	4211308
		10615	Guarrizas en Aldeaquemada	459667	4241180
Guadiel	2	10803	Guadiel en Bailén	432000	4209800
		10804	Guadiel en ctra Linares-Baños de la Encina	438268	4220453
Rumblar	3	Control 12	de la Campana en La Carolina	438253	4240337
		40101	Rumblar aguas abajo del embalse del Rumblar	429500	4224200
		40102	Rumblar en Zocueca	427200	4216900
4 Jándula	4	Control 10	Tablillas ctra. Montoro	380700	4271000
		40301	Montoro aguas abajo del embalse de Montoro	404100	4265000
		40303	Jándula aguas abajo del embalse del Encinarejo	413000	4224850
		40304	Jándula en la Ropera	403500	4214000
		40306	Fresneda en el Tamaral	417599	4258925
		40313	Robledillo en Solana del Pino	406088	4256470
Pequeñas cuencas	5.1	40601	Arroyo Martín aguas abajo del embalse Martín Gonzalo	382717	4217038
	5.2	40612	Arenosillo en Baños de Arenosillo	375290	4212728
		40613	Arenoso en Las Manuelas	377714	4229404

Guadalmellato	6	40702	Guadalmellato en Puente Sifón	357086	4202344
		40703	Cuzna en ctra Villaharta-Pozoblanco	344732	4228812
		40705	Guadalbarbo en Puerto de Espiel	325779	4233773
Guadiato	7	Control 7	Guadiato ctra. Peñarroya-Pueblonuevo	288040	4234487
		41001	Guadiato aguas abajo embalse de Sierra Boyera	305656	4236995
		41002	Guadiato aguas abajo del embalse de Puente Nuevo	331100	4217300
		41003	Guadalnuño aguas abajo embalse Cerro Muriano	340600	4207650
		41004	Guadiato en Almodóvar del Río	319400	4187400
Bembézar	8	41201	Bembézar en el Cabril	289400	4214700
		41202	Bembézar aguas abajo embalse del Bembézar	305800	4197400
		41203	Bembézar aguas abajo emb. de Hornachuelos	303200	4189000
		41204	Bembézar en ctra Alanís-Fuenteovejuna	279833	4225085
Retortillo	9	41301	Retortillo aguas abajo del embalse del Retortillo	293683	4190878
Rivera del Huéznar	10	Control 5	Rivera de Huéznar en San Nicolás del Puerto	260000	4210000
		41401	Rivera del Huéznar en Villanueva del Río y Minas	263557	4183808
Viar	11	41501	Viar aguas abajo del embalse del Pintado	240567	4208322
Rivera de Huelva	12	41601	Rivera de Cala en Real de la Jara	220335	4203568
		41602	Rivera de Cala embalse de Los Molinos	230167	4177413
		41604	Rivera de Huelva aguas abajo embalse de La Minilla	219603	4173729
		41605	Rivera de Huelva aguas abajo embalse de El Gergal	230789	4162355
Guadamar	13	41804	Agrio aguas abajo del embalse del Agrio	209962	4159167
		Control 1	Guadamar en Ctra. Gerena-Aznalcóllar	218063	4158036
		41805	Guadamar en la estación de aforo del Guijo	215663	4148351
		41807	Guadamar en Aznalcazar	211182	4133716
		41810	Guadamar en el Vado del Quema	211010	4126502
		41905	Encauzamiento del Brazo de la Torre en Entremuros	211547	4110593
Doñana	14	41902	Arroyo del Partido en el Rocío	193126	4120096
	15	41901	Arroyo de la Rocina en puente de la Canariega	189658	4114726
Vega de Cazorla	16	10104	Vega de Cazorla en Santo Tomé	489100	4209200
Guadiana Menor	17	Control 13	Bodurria en P.N. Sierra de Baza	524815	4150539
		Control 17	Huéscar en Las Santas (ermita)	542836	4201226
		Control 19	Verde en Jerez del Marquesado	486300	4115000
		20201	Baza en Jabalcón	524800	4158239
		20301	Castril en Cortes de Baza	519800	4167100
		20401	Guadalentín en Canal del Guadalentín	508591	4179552
		20603	<i>Gor en Gorafe</i>	493000	4150800
		20802	Guadiana Menor en Posito	481500	4192300
Jandulilla	18	10201	Jandulilla en Bélmez de la Moraleda	468500	4177900
Bedmar	19	10202	Bedmar en Garciez-	460211	4198096
Torres	20	10203	Torres en el Puente del Obispo	451471	4200920
Guadalbullón	21	10702	Frío en Puente de la Jontoya	434000	4179800

		10703	Guadalbullón en la Cerradura	444900	4170800
		10704	<i>Guadalbullón en Puente Tabla</i>	434000	4184500
		10705	Guadalbullón en Mengibar	431600	4202900
Guadatín	22	50301	Arroyo Guadatín en Los Cansinos	361671	4200164
Guadajoz	23	50501	Víboras en Alcaudete	400873	4164777
		50600	San Juan en Castillo de Locubín	416732	4154811
		50701	Guadajoz en Albendín	391316	4169304
		50704	Guadajoz en Castro del Río	368900	4172700
		50708	Guadajoz en Valchillón	341900	4187050
Genil	24	Control 26	Grande antes embalse de Bermejales	422900	4093000
		30101	Genil en Pinos Genil	457412	4113020
		30102	Aguas Blancas aguas abajo embalse de Quéntar	461200	4117700
		30103	Darro en Huétor-Santillán	453982	4119800
		30104	Monachil en Monachil	452294	4109851
		30201	Genil en Granada	439479	4116760
		30403	Cacín en Cacín	418380	4101894
		30502	<i>Genil en Loja</i>	397860	4114494
		30504	Genil aguas abajo del embalse de Iznájar	377000	4126400
		51004	Genil en Puente Genil	343050	4141000
		51202	Rubio en el Saucejo	313055	4109010
		51204	Genil en el Judío	305900	4171200
Arroyo Sta. María	25	51302	Arroyo Santa María en Lora del Río	278900	4168450
Corbones	26	Control 23	Corbones en Algamitas	310489	4101607
		51401	Corbones en Carmona	272300	4151250
<i>Guadaira</i>	27	Control 16	Guadaira en cabecera (Ctra. Morón-Pruna)	288000	4105000
		51602	Arroyo del Cuerno en Morón de la Frontera	278336	4114556
		51604	Guadaira en Ctra Arahal-Utrera	268015	4123816
		51606	Saladillo	263600	4129200
		51607	Guadaira en Ctra Utrera-Carmona	261600	4128950
		51608	Arroyo Salado en Mairena	257600	4136400
		51609	Guadaira en Ctra Morón-Alcalá	251800	4132900
		51610	Guadaira en Alcalá de Guadaira	248200	4135300
		51611	Guadaira en puente Ctra de Utrera	238500	4138906
Salado	28	51801	Arroyo Salado abajo embalse Torre del Águila	254800	4103300

Se indican a continuación los taxones de diatomeas encontrados en la cuenca del Guadalquivir.

BIDDULPHIALES

Biddulphiaceae

Hydrosera triquetra G.C.Walling

Chaetocerotaceae

Chaetoceros muelleri Lemmermann

Eupodiscaceae

Pleurosira laevis (Ehrenberg) Compère

CENTRALES

Aulacoseiraceae

Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen

Aulacoseira italica (Ehrenberg) Simonsen

Aulacoseira italica var. *tenuissima* (Grunow) Simonsen

Melosiraceae

Melosira lineata (Dillwyn) C.A. Agardh

Melosira varians C.A. Agardh

Paraliaceae

Ellerbeckia arenaria (Moore) Crawford

Stephanodiscaceae

Cyclostephanos dubius (Fricke) Round

Cyclotella atomus Hustedt

Cyclotella cyclopuncta Håkansson & Carter

Cyclotella distinguished var. *mesoleia* (Grunow) Håkansson

Cyclotella kuetzinginiana var. *radiosa* Fricke

Cyclotella meneghiniana Kützing

Cyclotella ocellata Pantocsek

Cyclotella tripartita Håkansson

Discotella glomerata (Bachmann) Houk & Klee

Discotella pseudostelligera (Hustedt) Houk & Klee

Discotella stelligera (Cleve & Grunow) Houk & Klee

Puncticulata compta (Ehrenberg) Håkansson

Stephanodiscus hantzschii Grunow
Stephanodiscus medius Håkansson
Stephanodiscus neoastraea Håkansson & Hickel

Thalassiosiraceae

Thalassiosira pseudonana Hasle & Heimdal
Thalassiosira weissflogii (Grunow) Fryxell & Hasle

PENNALES

Fragilariaceae

Fragilaria berolinensis (Lemmermann) Lange-Bertalot
Fragilaria capucina Desmazieres
Fragilaria capucina var. mesolepta (Rabenhorst) Rabenhorst
Fragilaria capucina var. perminuta (Grunow) Lange-Bertalot
Fragilaria capucina var. rumpens (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria capucina var. vaucheriae (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria danica (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria famelica (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria gracilis Øestrup
Fragilaria parasitica var. parasitica (W. Smith) Grunow
Pseudostaurosira brevistriata (Grunow)
Staurosira construens Ehrenberg
Staurosira construens f. subsalina (Hustedt) Bukhtiyarova
Staurosira construens f. venter (Ehrenberg) Bukhtiyarova
Staurosira construens var. binodis (Ehrenberg) Hamilton
Staurosira elliptica (Schumman) Williams & Round
Staurosirella pinnata (Ehrenberg) Williams & Round

Tabellariaceae

Asterionella formosa Hassall
Diatoma ehrenbergii Kützing
Diatoma moniliformis Kützing
Diatoma vulgare Bory
Meridion circulare (Greville) C.A. Agardh
Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing

Ulnariaceae

Ctenophora pulchella (Ralfs ex Kützing) Williams & Roud
Hannaea arcus (Ehrenberg) Patrick
Tabularia fasciculata (C.A. Agardh) Williams & Roud
Ulnaria acus (Kützing) Aboal
Ulnaria biceps (Kützing) Comperé
Ulnaria delicatissima var. angustissima (Grunow) Aboal

Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère

Achnanthidiaceae

Achnanthidium affine (Grunow) Czarnecki
Achnanthidium biasolettianum (Grunow) Round & Bukhtiyarova
Achnanthidium eutrophilum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
Achnanthidium exiguum (Grunow) Czarnecki
Achnanthidium exilis (Kützing) Round & Bukhtiyarova
Achnanthidium jackii Rabenhorst
Achnanthidium krantzii (Lange-Bertalot) Round & Bukhtiyarova
Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki
Achnanthidium saprophilum (Kobayasi & Mayama) Round & Bukhtiyarova
Achnanthidium subatomus (Hustedt) Lange-Bertalot
Eucocconeis flexella Hustedt
Karayevia clevei (Grunow) Round & Bukhtiyarova
Kolbesia ploenensis (Hustedt) Round & Bukhtiyarova
Kolbesia suchlandtii (Hustedt) Kingston
Lemnicola hungarica (Grunow) Round & Basson
Microneis gracillima Meister
Planothidium delicatulum (Kützing) Round & Bukhtiyarova
Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Round & Bukhtiyarova
Planothidium lanceolatum (Brèbisson ex Kützing) Lange-Bertalot
Psammothidium curtissimum (J.R. Carter) Aboal
Psammothidium subatomoides (Hustedt) Bukhtiyarova & Round
Rossithidium pusillum (Grunow) Round & Bukhtiyarova

Cocconeidaceae

Cocconeis pediculus Ehrenberg
Cocconeis placentula Ehrenberg
Cocconeis placentula var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow
Cocconeis placentula var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck
Cocconeis placentula var. *pseudolineata* Geitler

Eunotiaceae

Eunotia binularis (Ehrenberg) Mills
Eunotia aff. *veneris* (Kützing) De Toni
Eunotia formica Ehrenberg
Eunotia implicata Nörpel & Lange-Bertalot
Eunotia pectinalis var. *pectinalis* (Dyllwyn) Rabenhorst

Amphipleuraceae

Amphipleura pellucida (Kützing) Kützing

Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni
Halamphora acutiuscula (Kützing) Levkov
Halamphora coffeaeformis (Agardh) Levkov
Halamphora montana (Krasske) Levkov
Halamphora normanii (Rabenhorst) Levkov
Halamphora oligotraphenta (Lange-Bertalot) Lencov
Halamphora subholsatica (Krammer) Levkov
Halamphora veneta (Kützing) Levkov

Anomoeoneidaceae

Anomoeoneis sphaerophora (Ehrenberg) Pfitzer

Berkeleyaceae

Berkeleya rutilans (Trentepohl) Cleve

Brachysiraceae

Brachysira brebissonii Ross in Hartley
Brachysira neoexilis Lange-Bertalot
Brachysira vitrea (Grunow) Ross

Catenulaceae

Amphora inariensis Krammer
Amphora lineolata Ehrenberg
Amphora lybica Ehrenberg
Amphora ovalis (Kützing) Kützing
Amphora pediculus (Kützing) Grunow

Cymbellaceae

Adlafia minuscula var. *muralis* (Grunow) Lange-Bertalot
Cymbella affinis Kützing
Cymbella aspera (Ehrenberg) Cleve
Cymbella cistula (Ehrenberg) Kirchner
Cymbella cymbiformis Agardh
Cymbella helvetica Kützing
Cymbella helvetica var. *curta* Cleve
Cymbella hustedtii f. *hustedtii* Krasske
Cymbella leptoceros (Ehrenberg) Kützing
Cymbella naviculiformis (Anerswald) Cleve
Cymbella proxima Reimer
Cymbella subaequalis Grunow
Cymbella tumida (Brèbisson) Van Heurck
Cymbella tumidula Grunow
Cymbella turgidula Grunow
Cymbopleura amphicephala (Naegeli) Krammer

Navicella pusilla (Grunow) Krammer

Diadesmidiaceae

Diadesmis confervacea Kützing

Diadesmis contenta (Grunow ex Van Heurck) Mann

Diadesmis gallica var. *perpusilla* (Grunow) Lange-Bertalot

Luticola cohnii (Hilse) Mann

Luticola dismutica (Hustedt) Mann

Luticola goeppertiana (Bleisch in Rabenhorst) Mann

Luticola kotschyi (Grunow) Mann

Luticola mutica (Kützing) Mann

Luticola nivalis (Ehrenberg) Mann

Luticola paramutica (W. Bock) Mann

Luticola ventricosa (Kützing) Mann

Diploneidaceae

Diploneis elliptica (Kützing) Cleve

Diploneis oblongella (Naegeli) Cleve-Euler

Diploneis oculata (Brèbisson) Cleve

Diploneis ovalis (Hilse) Cleve

Diploneis parma Cleve

Diploneis pseudovalis Hustedt

Diploneis puella (Shumann) Cleve

Entomoneidaceae

Entomoneis alata (Ehrenberg) Ehrenberg

Gomphonemataceae

Delicata delicatula (Kützing) Krammer

Encyonema auerswaldii Rabenhorst

Encyonema brehmii (Hustedt) Mann

Encyonema caespitosum Kützing

Encyonema gracile Rabenhorst

Encyonema mesianum (Cholnoky) Mann

Encyonema minutum (Hilse in Rabenhorst) Mann

Encyonema prostratum (Berkeley) Kützing

Encyonema silesiacum (Bleisch) Mann

Encyonopsis cesatii (Rabenhorst) Lange-Bertalot

Encyonopsis microcephala (Grunow) Krammer

Encyonopsis minuta Krammer & Reichardt

Encyonopsis moseri Krammer & Lange-Bertalot

Geissleria decussis (Hustedt) Lange-Bertalot & Metzelin

Geissleria ignota (Krasske) Lange-Bertalot & Metzeling

Geissleria schoenfeldii (Hustedt) Lange-Bertalot & Metzeltin
 Gomphonema acuminatum Ehrenberg
 Gomphonema angustatum (Kützing) Rabenhorst
 Gomphonema angustum Agardh
 Gomphonema augur var. augur Ehrenberg
 Gomphonema clavatum Ehrenberg
 Gomphonema dichotomum Kützing
 Gomphonema exilissimum (Grunow) Lange-Bertalot
 Gomphonema gracile Ehrenberg
 Gomphonema lateripunctatum Reichardt & Lange-Bertalot
 Gomphonema micropus Kützing
 Gomphonema minutum (C. Agardh) C. Agardh
 Gomphonema minutum f. syriacum Lange-Bertalot & Reichardt
 Gomphonema occultum Reichardt & Lange-Bertalot
 Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson
 Gomphonema olivaceum var. olivaceolacum Lange-Bertalot & Reichardt
 Gomphonema parvulum Kützing
 Gomphonema procerum Reichardt & Lange-Bertalot
 Gomphonema pseudoaugur Lange-Bertalot
 Gomphonema pumilum (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot
 Gomphonema subclavatum Grunow
 Gomphonema truncatum Ehrenberg
 Placoneis clementis (Grunow) Cox
 Placoneis placentula (Ehrenberg) Cox
 Placoneis pseudanglica (Lange-Bertalot) Cox
 Reimeria sinuata (Gregory) Kociolek & Stoemer
 Reimeria uniseriata Sala Guerrero & Ferrario

Mastogloiaceae

Aneumastus pseudotusculus (Ehrenberg) Mann & Sticke

Naviculaceae

Caloneis amphisbaena (Bory) Cleve
 Caloneis bacillum (Grunow) Cleve
 Caloneis fontinalis (Grunow) Lange-Bertalot
 Caloneis hyalina Hustedt
 Caloneis permagna (Bailey) Cleve
 Caloneis schumanniana (Grunow) Cleve
 Caloneis silicula (Ehrenberg) Cleve
 Chamaepinnularia evanida (Hustedt) Lange-Bertalot
 Chamaepinnularia soehrensii (Krasske) Lange-Bertalot & Krammer

Eolimna minima (Grunow) Lange-Bertalot
Eolimna subminuscula (Manguin) G. Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst
Gyrosigma attenuatum (Kützing) Rabenhorst
Gyrosigma eximium (Thwaites) Boyer
Gyrosigma nodiferum (Grunow) Reimer
Gyrosigma parkerii (Harrison) Elmore
Gyrosigma peisonis (Grunow) Hustedt
Gyrosigma scalproides (Rabenhorst) Cleve
Gyrosigma spencerii (Bailey ex Quekett) Griffith & Henfry
Gyrosigma wansbeckii (Donkin) Cleve
Haslea spicula (Hickie) Lange-Bertalot
Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot
Hippodonta hungarica (Grunow) Lange-Bertalot, Metzelin & Witkowski
Mayamaea atomus (Kützing) Lange-Bertalot
Mayamaea atomus var. permitis (Hustedt) Lange-Bertalot
Mayamaea excelsa (Krasske) Lange-bertalot
Mayamaea lacunolaciniata (Lange-Bertalot & Bonick) Lange-Bertalot
Navicula aff. aquaedurae Lange-Bertalot
Navicula angusta Grunow
Navicula antonii Lange-Bertalot
Navicula capitatoradiata Germain
Navicula cari Ehrenberg
Navicula catalanogermanica Lange-Bertalot & G. Hofmann
Navicula caterva Hohn & Hellerman
Navicula cincta (Ehrenberg) Ralf
Navicula cryptocephala (Kützing)
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot
Navicula cryptotenelloides Lange-Bertalot
Navicula digitoradiata Ralf in Pritchard
Navicula erifuga Lange-Bertalot
Navicula exilis Kützing
Navicula germainii J. H. Wallace
Navicula gregaria Donkin
Navicula kuelbsii Lange-Bertalot
Navicula lanceolata (C.A. Agardh) Ehrenberg
Navicula lundii Reichardt
Navicula margalithii Lange-Bertalot
Navicula microcari Lange-Bertalot
Navicula microdigitoradiata Lange-Bertalot

Navicula moskalii Metzeltin, Witkowski & Lange-Bertalot
Navicula nivaloides Bock
Navicula notha Wallace
Navicula oblonga Kützing
Navicula perminuta Grunow
Navicula phyllepta Kützing
Navicula praeterita Hustedt
Navicula pseudolanceolata Lange-Bertalot
Navicula pseudonivalis Bock
Navicula radiosa Kützing
Navicula recens (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
Navicula reichardtiana Lange-Bertalot
Navicula reichardtiana var. *crassa* Lange-Bertalot & Hoffmann
Navicula rostellata Kützing
Navicula salinarum Grunow
Navicula salinicola Hustedt
Navicula schroeterii Meister
Navicula striolata (Grunow) Lange-Bertalot
Navicula subalpina Reichardt
Navicula subrotundata Hustedt
Navicula tenelloides Hustedt
Navicula tridentula Krasske
Navicula tripunctata (O.F. Müller) Bory
Navicula trivialis Lange-Bertalot
Navicula vandamii Schoeman & Archibald
Navicula veneta Kützing
Navicula vilaplani (Sabater & Lange-Bertalot) Lange-Bertalot & Sabater
Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg
Navicula wiesneri Lange-Bertalot

Neidiaceae

Neidium affine (Ehrenberg) Pfitzer
Neidium ampliatum (Ehrenberg) Krammer
Neidium dubium (Ehrenberg) Cleve

Pinnulariaceae

Pinnularia acuminata W. Smith
Pinnularia appendiculata (Agardh) Cleve
Pinnularia borealis var. *rectangularis* Carlson
Pinnularia brauniana (Grunow) Mills
Pinnularia brebissonii (Kützing) Rabenhorst

Pinnularia gibba Ehrenberg
Pinnularia lundii Hustedt
Pinnularia microstauron (Ehrenberg) Cleve
Pinnularia rupestris Hantzsch
Pinnularia subcapitata Gregory
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg

Pleurosigmales

Pleurosigma elongatum (W. Smith)
Pleurosigma salinarum Grunow

Rhoicosphaeniaceae

Gomphosphenia grovei (A. Schmidt) Lange-Bertalot
Rhoicosphaenia abbreviata (Agardh) Lange-Bertalot

Sellaphoraceae

Fallacia helensis (Schulz) Mann
Fallacia lenzii (Hustedt) Lange-Bertalot
Fallacia monoculata (Hustedt) Mann
Fallacia pygmaea (Kützing) Stickle & Mann
Fallacia subhamulata (Grunow) Mann
Fallacia tenera (Hustedt) Mann
Sellaphora bacillum (Ehrenberg) Mann
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowsky
Sellaphora seminulum (Grunow) Mann
Sellaphora stroemii (Hustedt) Mann

Stauroneidaceae

Craticula accomoda (Hustedt) Mann
Craticula acidoclinata Lange-Bertalot & Metzeltin
Craticula ambigua (Ehrenberg) Mann
Craticula buderi (Hustedt) Lange-Bertalot
Craticula cuspidata (Kützing) Mann
Craticula halophila (Grunow) Mann
Fistulifera pelliculosa (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot
Fistulifera saprophila (Lange-Bertalot & Bonik) Lange-Bertalot
Stauroneis acuta W. Smith
Stauroneis agrestis Petersen
Stauroneis anceps Ehrenberg f. *gracilis* Rabenhorst
Stauroneis phoenicenteron (Nitzsch) Ehrenberg
Stauroneis tackei (Hustedt) Krammer & Lange-Bertalot

Stauroneis smithii Grunow

Stephanodiscaceae

Puncticulata compta (Ehrenberg) Hakansson

Bacillariaceae

Bacillaria paradoxa Gmelin

Denticula elegans Kützing

Denticula kuetzingii Grunow

Denticula nicobarica Grunow

Denticula subtilis Grunow

Denticula tenuis Kützing

Grunowia solgensis (Cleve-Euler) Aboal

Grunowia tabellaria (Grunow) Rabenhorst

Hantzschia amphyoxis (Ehrenberg) W. Smith

Nitzschia acicularis (Kützing) W. Smith

Nitzschia acidoclinata Lange-Bertalot

Nitzschia alpina (Husted) Lange-Bertalot

Nitzschia alpinobacillum Lange-Bertalot

Nitzschia amphibia Grunow

Nitzschia amphibioides Hustedt

Nitzschia angustatula Lange-Bertalot

Nitzschia archibaldii Lange-Bertalot

Nitzschia austriaca Hustedt

Nitzschia bacillum Hustedt

Nitzschia brevissima Grunow

Nitzschia capitellata Hustedt

Nitzschia clausii Hantzsch

Nitzschia communis Rabenhorst

Nitzschia commutata Grunow

Nitzschia desertorum Hustedt

Nitzschia dissipata var. *dissipata* (Kützing) Grunow

Nitzschia dissipata var. *media* (Hantzsch) Grunow

Nitzschia dubia W.M. Smith

Nitzschia elegantula Grunow

Nitzschia filiformis (W. Smith) Van Heurck

Nitzschia filiformis var. *conferta* (Richter) Lange-Bertalot

Nitzschia fonticola Grunow

Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow

Nitzschia frustulum var. *bulnheimiana* (Rabenhorst) Grunow

Nitzschia gracilis Hantzsch

Nitzschia hantzschiana Rabenhorst
Nitzschia incognita Legler & Krasske
Nitzschia inconspicua Grunow
Nitzschia lacunarum Hustedt
Nitzschia lacuum Lange-Bertalot
Nitzschia liebetruthii Rabenhorst
Nitzschia linearis (Agardh) W. Smith
Nitzschia linearis var. subtilis (Grunow) Hustedt
Nitzschia linearis var. tenuis (W. Smith) Grunow
Nitzschia microcephala Grunow
Nitzschia nana Grunow
Nitzschia obtusa W. Smith var. obtusa
Nitzschia palea (Kützing) W. Smith
Nitzschia palea var. tenuirostris Grunow
Nitzschia paleacea Grunow
Nitzschia perminuta (Grunow) M. Peragallo
Nitzschia prolongata var. hoehnkii (Hustedt) Lange-Bertalot
Nitzschia pumila Hustedt
Nitzschia pusilla Grunow
Nitzschia recta Hantzsch ex Rabenhorst
Nitzschia semirobusta Lange-Bertalot
Nitzschia sigma (Kützing) W. Smith
Nitzschia sigmoidea (Nitzsch) W.M. Smith
Nitzschia sociabilis Hustedt
Nitzschia supralitorea Lange-Bertalot
Nitzschia thermaloides Hustedt
Nitzschia umbonata (Ehrenberg) Lange-Bertalot
Nitzschia valdestriata Aleem & Hustedt
Nitzschia vermicularis (Kützing) Hantzsch
Nitzschia vitrea var. salinarum Grunow
Simonsenia delognei (Grunow) Lange-Bertalot
Tryblionella angustata W. Smith
Tryblionella apiculata Gregory
Tryblionella calida (Grunow) Mann
Tryblionella gracilis W. Smith
Tryblionella hungarica (Grunow) Frenguelli
Tryblionella levidensis W. Smith
Tryblionella littoralis (Grunow) Mann

Rhopalodiaceae

Epithemia adnata (Kützing) Brébisson
Epithemia argus var. *alpestris* (W. Smith) Grunow
Epithemia sorex Kützing
Epithemia turgida (Ehrenberg) Kützing
Epithemia turgida var. *westermanii* (Ehrenberg) Grunow
Rhopalodia brebissonii Krammer
Rhopalodia gibba (Ehrenberg) O. Müller
Rhopalodia operculata (Agardh) Håkansson

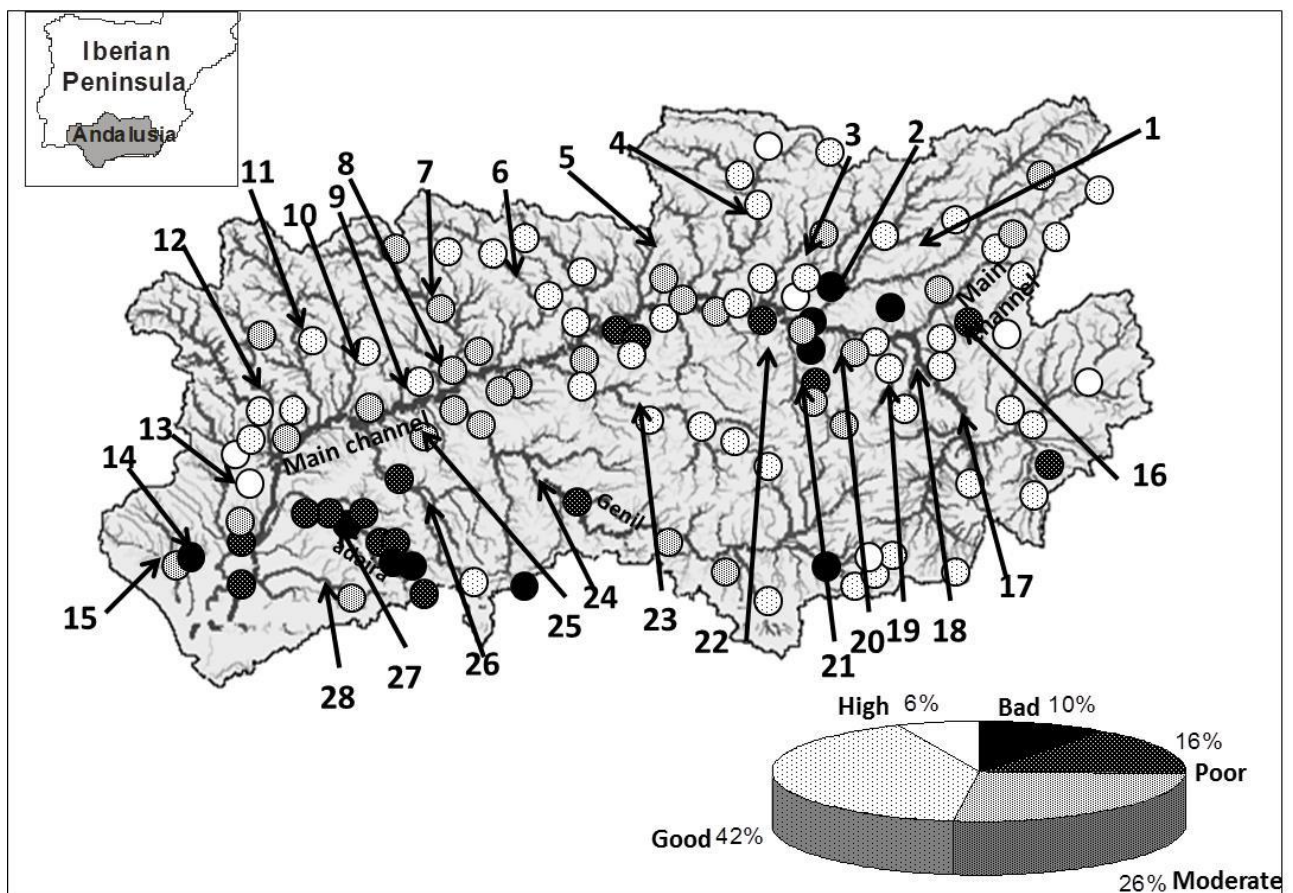
Surirellaceae

Cymatopleura elliptica (Brébisson) W. Smith
Cymatopleura solea (Brébisson) W. Smith
Surirella angusta Kützing
Surirella brebissonii var. *kuetzingii* Krammer & Lange-Bertalot
Surirella crumena Brébisson ex Kützing
Surirella linearis var. *helvetica* (Brun) Meister
Surirella minuta Brébisson
Surirella ovalis Brébisson
Surirella peisonis Pantocsek
Surirella tenera Gregory

ANEXO III

Se presentan los datos de cada uno de los tramos de muestreo ordenados por subcuencas: las subcuencas y los puntos de muestreo se presentan en el mapa inferior. Posteriormente se presentan para cada tramo los datos obtenidos en este trabajo, en las tablas de la subcuenca correspondiente. Dentro de cada subcuenca la información se organiza de esta manera:

- Características del cauce y fisicoquímica del agua circulante.
- Caracterización del tramo por el Índice de Valor del Hábitat.
- Caracterización del tramo por el Índice de Hábitat Fluvial.
- Clasificación según el nivel de clorofila bentónica.
- Especies de diatomeas encontradas, porcentajes entre ellas e índices IPS, IBD y CEE.



Localización de los tramos de río estudiados en la cuenca del río Guadalquivir. Se indica la calidad de sus aguas obtenida por el índice de diatomeas IPS. Se señala la situación, además del cauce principal, de las subcuencas estudiadas: 1. Guadalimar, 2. Guadiel, 3. Rumblar, 4. Jándula, 5 cuencas pequeñas de la margen derecha: 5,1 Martín Gonzalo; 5.2 Arenoso-Arenosillo, 6. Guadalmellado, 7. Guadiato, 8. Bembézar, 9. Retortillo, , 10. Rivera de Huéznar, 11. Viar, 12. Rivera de Huelva 13. Guadiamar, 14. Arroyo de El Partido, 15. Arroyo de La Rocina, 16 Río de la Vega, 17. Guadiana Menor, 18. Jandulilla, 19. Bédmar, 20. Torres, 21. Guadalbullón, 22. Guadatin, 23. Guadajoz, 24. Genil, 25 Arroyo Sta. María, 26. Corbones, 27 Guadaira, 28 Salado.

CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR

Tabla 1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR							
Río	Guadalquivir						
Estación	La Señuela	Peñaflor	Posadas	El Carpio	Córdoba	Villarrubia	
Código	41904	41302	41101	40602	40801	40901	
Largo del tramo	5	10	30	18	10	3	
Ancho del tramo	≈500	50	50	100	150	100	
Profundidad estimada (m)	>8	indeterminada	>3	>2	indeterminada	>2	
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	0	0	0	0	
	corriente	100	100	100	100	100	
	poza	0	0	0	0	0	
Velocidad (m/s)	1.98	0.27	1.32	0.72	<0.1	1.5	
Temperatura °C	18,5	17.2	18,6	21	21.5	17	
pH	7,9	7.84	8	8,4	8.06	8,6	
Conductividad µS/cm	1672	1058	832	753	599	822	
Oxígeno mg/l	7,64	7.5	6,8	8,95	6.65	9	
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0	0	0	
	> 256 mm	1	10	0	0	0	
	64-256 mm	0	60	0	0	0	
	2-64 mm	0	15	0	0	0	
	0,06-2 mm	0	0	0	0	0	
	0,004-0,06 mm	0	15	100	100	0	100
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato(%)	Detritos (MOPC)*	0	0	5	80	10	0
	(MOPF)**	0	0	50	0	5	0
CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR							
Río	Guadalquivir						
Estación	Confl. A Martingordo	Marmolejo	Mengibar	Pedro Marín	Puente de la Cerrada	Arroyo María	Nacimiento
Código	40202	40401	10802	10209	10105	10101	C-15
Largo del tramo (m)	10	10	20	3	20	20	100
Ancho del tramo (m)	25	10	50	15	1	10	2.5
Profundidad estimada (m)		5	1	1	0.2	0.25	0.5
Proporción en el tramo (%)	rápidos	100	0	0	0	100	80
	corriente	0	100	100	100	0	0
	poza	0	0	0	0	0	20
Velocidad (m/s)		1.2	0.64	1.7	0.15		0.83
Temperatura °C	20.8	23.3	32.3	20.8	18	16.8	15
pH	7.94	8.3	8.4	8	8.44	8.25	8.1
Conductividad µS/cm	591	980	1101	1103	543	398	367
Oxígeno mg/l	8.48	7.3	8.3	8.6			-
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0	0	10	80
	> 256 mm	0	0	0	0	10	10
	64-256 mm	90	0	10	90	80	10
	2-64 mm	0	0	0	0	70	0
	0,06-2 mm	0	0	0	0	20	10
	0,004-0,06 mm	0	0	90	10	0	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato(%)	Detritos (MOPC)*	5	0	0	0	5	20
	(MOPF)**	0	90	0	0	0	0

Tabla 2. Caracterización del tramo por el Valor del hábitat. (-) No hay pozas

CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR							
Río	Guadalquivir						
Estación	La Señuela	Peñaflor	Posadas	El Carpio	Córdoba	Villarrubia	
Código	41904	41302	41101	40602	40801	40901	
Disponibilidad de hábitat para epifauna	3	7	4	5	8	8	
Fijación del sustrato							
Velocidad/profundidad							
Deposición de sedimentos	2	4	1	0	0	0	
Alteraciones del canal	19	6	17	17	20	20	
Frecuencia de rápidos							
Sinuosidad del canal	1	8	7	5	17	6	
Estabilidad de las riberas	1	1	7.5	9	9	9	
Protección vegetal	5	2.5	8	10	9.5	9	
Ancho de la zona de vegetación riparia	1	6	3.5	4	10	8	
Caracterización del sustrato pozas	-	-	-	-	-	-	
Variabilidad de pozas	-	-	-	-	-	-	
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	32	34.5	48	50	73.5	60	
CALIFICACIÓN	malo	malo	regular	regular	regular	regular	
CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR							
Río	Guadalquivir						
Estación	Confl. A Martingordo	Marmolejo	Mengibar	Pedro Marín	Puente de la Cerrada	Arroyo María	Nacimiento
Código	40202	40401	10802	10209	10105	10101	C-15
Disponibilidad de hábitat para epifauna	11	3	5	10	8	19	18
Fijación del sustrato		3		17		20	20
Velocidad/profundidad		0		4		3	10
Deposición de sedimentos	19	0	1	14	15	19	20
Alteraciones del canal	10	20	15	19	18	14	15
Frecuencia de rápidos				19		20	20
Sinuosidad del canal	5	9	6		10		
Estabilidad de las riberas	3.5	9	7	1	0.5	10	10
Protección vegetal	6	8	10	10	0	10	10
Ancho de la zona de vegetación riparia	5.5	5.5	10	7	0	10	10
Caracterización del sustrato pozas	17	-	-	-	-	-	-
Variabilidad de pozas	0	-	-	-	-	-	-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	77	48.5	55	94	51.5	125	133
CALIFICACIÓN	moderado	regular	regular	moderado	regular	bueno	M. bueno

Tabla A3. Caracterización del hábitat por el Índice de Hábitat fluvial (IHF)

CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR							
Río	Guadalquivir						
Estación	La Señuela	Peñaflor	Posadas	El Carpio	Córdoba	Villarrubia	
Código	41904	41302	41101	40602	40801	40901	
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	0	0	0	0	0	0	
Frecuencia de rápidos	4	4	4	4	4	4	
Composición del sustrato	7	17	5	5	11	5	
Velocidad/profundidad	4	4	4	10	4	4	
Porcentaje de sombra en el cauce	3	3	3	3	3	7	
Elementos de heterogeneidad	0	4	2	6	4	0	
Cobertura vegetación acuática	20	15	15	15	15	5	
IHF (sobre 100)	38	47	33	33	41	25	
CALIFICACIÓN	regular	regular	regular	regular	regular	regular	
CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR							
Río	Guadalquivir						
Estación	Confl. A Martingordo	Marmolejo	Mengibar	Pedro Marín	Puente de la Cerrada	Arroyo María	Nacimiento
Código	40202	40401	10802	10209	10105	10101	C-15

Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	0	0	12	10	10	10
Frecuencia de rápidos	10	4	4	10	4	10	10
Composición del sustrato	7	5	10	12	14	14	14
Velocidad/profundidad	4	4	4	4	4	6	10
Porcentaje de sombra en el cauce	3	5	3	3	3	7	10
Elementos de heterogeneidad	2	4	0	0	2	6	8
Cobertura vegetación acuática	15	15	15	20	15	20	25
IHF (sobre 100)	51	37	36	61	52	73	87
CALIFICACIÓN	moderado	regular	regular	moderado	moderado	bueno	M. bueno

Tabla A.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos. (*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR							
Río		Guadalquivir					
Estación		La Señuela	Peñaflor	Posadas	El Carpio	Córdoba	Villarrubia
Código		41904	41302	41101	40602	40801	40901
Tipo de sustrato	roca natural	82,42*	34,65*				
	Obra civil					19,69*	
	Helófitos			8,37	0,81		
	Limnófitos						
	Sedimento			11,53			3,58
CALIFICACIÓN		meso-eutrófico	indeterminada	indeterminada	indeterminada	indeterminada	indeterminada

CAUCE PRINCIPAL DEL GUADALQUIVIR							
Río		Guadalquivir					
Estación		Marmolejo	Mengibar	Pedro Marín	Puente de la Cerrada	Arroyo María	Nacimiento
Código		40401	10802	10209	10105	10101	C-15
Tipo de sustrato	roca natural		64,62*		85,11*	4,63*	6,14*
	Obra civil						
	Helófitos	9,1*					
	Limnófitos						
	Sedimento			12*			
CALIFICACIÓN		indeterminada	meso-eutrófico	indeterminada	meso-eutrófico	oligotrófico	oligotrófico

Tabla 5a. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas identificadas en las muestras tomadas, curso alto del Guadalquivir, para la determinación del índices de diatomeas

RÍO	Guadalquivir tramo alto						
	Nacimiento	Arroyo María	Puente Cerrada	E. de Pedro Marín	Mengibar	Martingordo	Marmolejo
CÓDIGO	C-15	10101	10105	10209	10802	40202	40401
<i>Achnanthydium biasolettianum</i>	0,00	0,44	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	0,00	4,36	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Achnanthydium exilis</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Achnanthydium jackii</i>	0,00	0,00	0,00	8,70	1,48	0,00	0,00
<i>Achnanthydium krantzii</i>	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	74,07	11,48	27,13	27,54	7,41	0,00	0,00
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	0,14	4,64	7,33	1,45	21,48	0,00	9,38
<i>Amphora inariensis</i>	0,00	0,22	0,20	0,00	0,00	0,00	3,13
<i>Amphora pediculus</i>	0,00	9,49	5,74	1,45	7,41	13,54	6,25
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,43	4,64	0,79	0,00	0,00	0,00	3,13
<i>Cocconeis placentula</i>	0,00	0,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,00	7,73	1,39	1,45	2,22	0,83	6,25
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella distinguenda var mesoleia</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,00	0,40	1,45	0,74	0,00	0,00
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	0,22	0,40	0,00	0,00	0,21	3,13
<i>Cymbella affinis</i>	0,14	1,99	5,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella amphicephala</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13

<i>Cymbella cymbiformis</i>	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella delicatula</i>	7,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella helvetica</i>	0,28	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella subaequalis</i>	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella tumida</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Denticula elegans</i>	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00
<i>Denticula tenuis</i>	0,14	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,14	0,00	1,98	15,94	6,67	0,00	0,00
<i>Diatoma vulgare</i>	0,14	1,10	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diploneis oblongella</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diploneis puella</i>	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema brehmii</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema caespitosum</i>	0,00	0,22	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema prostratum</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,14	1,99	1,58	1,45	0,00	0,21	0,00
<i>Encyonopsis minuta</i>	12,68	6,62	1,39	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,48	0,21	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	4,44	0,00	0,00
<i>Epithemia adnata</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fistulifera saprophila</i>	0,00	0,00	0,00	4,35	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria berlinensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina var vaucheriae</i>	0,14	1,77	0,20	1,45	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Geissleria decussis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	0,57	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema micropus</i>	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	5,52	22,97	1,45	0,74	0,21	0,00
<i>Gomphonema occultum</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,14	1,32	1,19	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,00	0,66	0,00	1,45	2,22	0,21	0,00
<i>Gomphonema procerum</i>	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,43	15,67	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grunowia tabellaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Hantzschia amphyxoxis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Luticola goeppertiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00
<i>Luticola mutica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,25
<i>Luticola ventricosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,21	0,00
<i>Microneis gracillima</i>	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,14	0,00	2,77	2,90	0,00	0,21	0,00
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,48	1,04	0,00
<i>Navicula germainii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,48	0,00	0,00
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	4,44	0,00	3,13
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	1,99	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Navicula margalithii</i>	0,00	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula microcari</i>	0,00	2,21	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13
<i>Navicula radiosa</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula recens</i>	0,00	0,00	0,00	4,35	1,48	0,00	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,00	0,00	0,40	0,00	5,93	0,00	0,00
<i>Navicula reichardtianavar crassa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Navicula subalpina</i>	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	0,00	3,75	0,40	0,00	0,00	0,21	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,00	0,00	1,45	0,74	1,04	6,25
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00
<i>Nitzschia brevissima</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,00	0,00	0,00	2,90	0,74	0,00	0,00
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,00	0,22	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	2,22	0,00	0,00
<i>Nitzschia filiformis var. conferta</i>	0,00	0,88	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	0,00	0,00	0,79	0,00	0,00	0,00	3,13
<i>Nitzschia frustulum</i>	0,00	0,44	2,18	4,35	2,96	10,83	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,00	0,88	2,57	0,00	0,00	68,96	0,00
<i>Nitzschia linearis</i>	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia microcephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,96	0,00	0,00
<i>Nitzschia perminuta</i>	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00
<i>Pinnularia appendiculata</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22	0,21	0,00
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,00	0,00	0,00	5,80	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22	0,21	18,75
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,00	3,53	4,95	2,90	0,00	0,63	3,13
<i>Staurosira construens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Staurosira construens f. venter</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
<i>Surirella angusta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
<i>Tabularia fasciculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,21	0,00
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria acus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13
<i>Ulnaria biceps</i>	0,14	0,00	0,79	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,14	2,43	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
nº especies	35	61	52	40	7	28	52
Diversidad	0,99	3,06	2,48	2,6	3,12	1,12	3,4
IBD	17,7	13,2	13,5	13	10,8	6,5	11
IPS	19,7	16,3	15,7	14,9	11,4	9,8	11,7
CEE	17,7	15,6	14,9	12,8	10,5	11,3	

Tabla 5b. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas identificadas en las muestras tomadas en los cursos medio y bajo del Guadalquivir, para la determinación del índices de diatomeas.

RÍO	Guadalquivir tramos medio y bajo					
ESTACIÓN	El Carpio	Córdoba	Encinarejo/ Villarubia	Posadas	Peñaflor	La Señuela
CÓDIGO	40602	40801	40901	41101	41302	41904
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,39	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0,19	0,69	4,00	0,20	0,00	0,00
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	0,58	0,69	4,00	0,20	0,00	0,00
<i>Amphora acutiuscula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Amphora lineolata</i>	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora libyca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	0,19	1,16	0,00	13,04	30,66	0,00
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,00	0,23	0,00	0,40	1,42	0,00
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Berkeleya rutilans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46
<i>Caloneis amphisbaena</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Caloneis permagna</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,00	0,00	4,00	1,19	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,19	0,46	0,00	29,84	0,24	0,00
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,00	0,00	0,00	0,79	0,00	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenophora pulchella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Cyclotella atomus</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,69	0,00	0,59	0,00	0,23
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00
<i>Cymatopleura solea</i>	0,00	0,00	4,00	0,00	0,24	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	0,00	0,00	8,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella delicatula</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Denticula subtilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,00	0,23	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Diatoma vulgare</i>	1,16	0,00	0,00	0,20	0,24	0,00
<i>Diploneis oblongella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46
<i>Diploneis pseudovalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Encyonema caespitosum</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema prostratum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,58	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Eolimna subminuscule</i>	13,29	6,02	0,00	0,20	0,24	0,00
<i>Fallacia pygmaea</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,71	0,00
<i>Fistulifera saprophila</i>	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina var rumpens</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Frustulia vulgaris</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,23
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	0,00	4,00	0,40	0,00	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	1,35	2,08	12,00	0,20	0,94	0,00
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,39	0,00	4,00	0,20	0,24	0,00
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69
<i>Gyrosigma eximium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,61
<i>Gyrosigma nodiferum</i>	0,19	0,00	0,00	0,40	0,47	0,00
<i>Gyrosigma peisonis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46
<i>Gyrosigma parkerii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Hantzschia amphyxoides</i>	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00

<i>Haslea spicula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Hydrosera triquetra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,07
<i>Luticola mutica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	38,39
<i>Mayamaea atomus</i>	0,00	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mayamaea lacunolaciniata</i>	2,31	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,19	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Navicula cincta</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	3,47	1,16	4,00	0,20	3,30	0,00
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	2,70	0,00	0,00	0,20	1,42	0,00
<i>Navicula erifuga</i>	0,77	1,62	0,00	0,40	0,00	1,38
<i>Navicula germainii</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Navicula gregaria</i>	0,19	0,23	0,00	1,98	5,66	2,53
<i>Navicula lanceolata</i>	1,54	0,00	16,00	0,79	17,92	0,23
<i>Navicula margalithii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,30
<i>Navicula recens</i>	6,74	6,94	0,00	1,38	0,94	18,39
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,00	0,23	4,00	0,20	0,00	0,00
<i>Navicula schroeterii</i>	0,19	3,47	0,00	0,20	0,00	0,92
<i>Navicula tripunctata</i>	0,19	0,23	0,00	0,59	1,42	0,00
<i>Navicula vandamii</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,39	1,16	0,00	0,00	0,47	0,00
<i>Nitzschia acidoclinata</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Nitzschia brevissima</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,78
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,19	0,46	4,00	0,20	0,47	0,00
<i>Nitzschia clausii</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	2,89	1,39	0,00	0,59	0,00	0,46
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,58	0,00	0,00	0,00	1,18	0,00
<i>Nitzschia filiformis var. conferta</i>	5,97	0,69	0,00	0,00	0,94	5,75
<i>Nitzschia frustulum</i>	11,56	24,07	0,00	7,51	2,59	0,00
<i>Nitzschia gracilis</i>	0,00	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	33,14	8,10	0,00	21,74	11,32	1,61
<i>Nitzschia palea</i>	0,39	0,93	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Nitzschia palea var tenuirostris</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia perminuta</i>	0,00	3,24	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia prolongata var hoehnkii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	2,53
<i>Nitzschia recta</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia sigma</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,23
<i>Nitzschia sociabilis</i>	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia supralitorea</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,19	0,00	0,00	2,57	0,24	0,00
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	5,39	28,24	8,00	9,88	5,19	0,00
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	0,00	0,46	0,00	0,00	1,89	0,00
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	0,00	0,00	0,00	0,40	4,01	0,00
<i>Surirella angusta</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Surirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,19	0,00	0,00	0,20	0,00	0,46
<i>Tabularia fasciculata</i>	0,00	0,00	4,00	0,00	0,24	0,00
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,19	0,23	0,00	0,00	0,71	0,23
<i>Tryblionella calida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,23
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Tryblionella levidensis</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Tryblionella littoralis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Ulnaria acus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Ulnaria biceps</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,00	0,00	4,00	0,00	0,24	0,00
nº especies	49	46	18	36	24	28

Diversidad	2,45	2,46	2,75	2,28	2,53	2,06
IBD	7,2	7,1	10,9	9,6	9,5	4,6
IPS	9,9	9,9	10,5	12,1	11,6	7,6
CEE	7,5	7,8		12,4	11,9	9,6

1. SUB-CUENCA DEL GUADALIMAR

Tabla 1.1. Características físicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro) (1) Está encauzado el lecho es Obra Pública.

CUENCA DEL GUADALIMAR									
Río	Dañador	Hornos	Carribas	Guarrizas	Cañada de la Yedra	Guadalmena	Beas	Guadalimar	
Estación	Antes embalse Dañador	Orcera	Siles	Aldeaquemada	Canena	Albada-lejo	Beas de Segura	Puente Genave	Sabiote
Código	C-113	10300	10301	10615	10503	10401	10501	10303	10502
Largo del tramo	20	10	30	40	50	30	40	40	50
Ancho del tramo	5	10	5	15	1.5	10	5	10	10
Profundidad estimada (m)	0.5	0.1	0.5	0.4	0.05	0.25	1	0.25	0.5
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	80	10	0	0	0	50	50
	corriente	0	0	90	0	100	90	100	0
	poza	100	20	0	100	0	0	50	50
Velocidad (m/s)	0	no med.	no med.	0	no med.	no med.	0.18	no med.	0.52
Temperatura °C	18.5	13.1	10	16.4	19.8	18.5	17.1	15.5	15
pH	7.53	8.17	8.14	7.98	8.03	8.26	8.47	8.35	8.27
Conductividad µS/cm	382	725	532	256	1422	837	847	370	5890
Oxígeno mg/l	6.12	8.94	10.35	6.67	6	11.10	7.93	8.95	10.7
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%) ⁽¹⁾	roca madre	0	0	0	0	0	0	0	5
	> 256 mm	0	0	0	0	0	0	5	10
	64-256 mm	80	80	80	50	10	90	10	30
	2-64 mm	0	0	10	49	0	0	0	0
	0,06-2 mm	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,004-0,06 mm	20	20	10	1	0	10	90	40
< 0,004 mm	0	0	0	0	0	0	0	10	
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	Detritos (MOPC)*	0	0	10	20	1	5	10	15
	(MOPF**)	0	0	0	0	1	80	3	0

Tabla 1.2. Caracterización del hábitat. (-) significa que no hay pozas

CUENCA DEL GUADALIMAR									
Río	Dañador	Hornos	Carribas	Guarrizas	Cañada de la Yedra	Guadalmena	Beas	Guadalimar	
Estación	Antes embalse Dañador	Orcera	Siles	Aldeaquemada	Canena	Albada-lejo	Beas de Segura	Puente Genave	Sabiote
Código	C-113	10300	10301	10615	10503	10401	10501	10303	10502
Disponibilidad de hábitat para epifauna	5	16	15	10	2	12	3	13	11
Fijación del sustrato			19						
Velocidad/profundidad			10						
Deposición de sedimentos	15	5	15	20	-	11	1	5	1
Alteraciones del canal	15	15	15	15	0	15	20	15	15
Frecuencia de rápidos			10						
Sinuosidad del canal	5	10		8	0	8	6	8	10
Estabilidad de las riberas	3	6	7	9	0	8	2	10	8
Protección vegetal	1	8	5	10	0	1	0	10	3
Ancho de la zona de vegetación riparia	1	6	5	10	1	8	0	3	8
Caracterización del sustrato de las pozas	8	10		16	0	-	-	11	8
Variabilidad de pozas	1	8		10	0	-	-	13	9
PUNTUACION TOTAL (sobre 150)	53	84	101	108	3	63	32	88	73
CALIFICACIÓN	regular	moderado	moderado	bueno	malo	regular	malo	moderado	regular

Tabla 1.3. Caracterización por el Índice de Hábitat Fluvial

CUENCA DEL GUADALIMAR									
Río	Dañador	Hornos	Carribas	Guarrizas	Cañada de la Yedra	Guadalmena	Beas	Guadalimar	Guadalimar
Estación	Antes embalse Dañador	Orcera	Siles	Aldeaquemada	Canena	Albadalejo	Beas de Segura	Puente Genave	Sabiote
Código	C-113	10300	10301	10615	10503	10401	10501	10303	10502
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	10	10	10	10	5	10	10	0
Frecuencia de rápidos	2	0	4	2	4	4	4	8	8
Composición del sustrato	14	14	11	14	2	14	7	12	14
Velocidad/profundidad	4	6	6	4	4	4	4	6	6
Porcentaje de sombra en el cauce	3	10	10	10	3	3	3	10	3
Elementos de heterogeneidad	2	6	6	8	4	4	4	6	4
Cobertura vegetación acuática	15	15	30	15	15	15	10	15	10
IHF (sobre 100)	50	61	71	63	42	49	42	67	45
CALIFICACIÓN	moder.	moder.	bueno	moder.	regular	regular	regular	moder.	regular

Tabla 1.4. Caracterización por la concentración de clorofila

CUENCA DEL GUADALIMAR										
Río	Dañador	Hornos	Carribas	Guarrizas	Cañada de la Yedra	Guadalmena	Beas	Guadalimar		
Estación	Antes embalse Dañador	Orcera	Siles	Aldeaquemada	Canena	Albadalejo	Beas de Segura	Puente Genave	Sabiote	
Código	C-113	10300	10301	10615	10503	10401	10501	10303	10502	
Tipo de sustrato	roca natural	6.13*	88.26*	35.88*	6.31*		39.54*	150.34*	352*	253*
	Obra civil					680*				
	Helófitos					41.98				
	Limnófitos	2.57								
Sedimento										
CALIFICACIÓN	oligo-trófico	oligo-mesotrófico	meso-eutrófico	oligo-trófico	hiper-eutrófico	oligo-mesotrófico	eutrófico	hiper-eutrófico	eutrófico	

Tabla 1.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Guadalimarr, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas.

	Guarrizas	Dañador	Cañada de la Yedra	Beas	Carrizas	Hornos	Guadalema	Guad
	Aldeaquemada	Embalse de Dañador	Canena	Confluencia con Guadalimar	Siles	Orcera	Albadalejo	Puente Gén
	10615	C-113	10503	10501	10301-M	10300	10401	10303
<i>m affine</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,31	0,00
<i>m biasolettianum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>m jackii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,00
<i>m minutissimum</i>	11,09	39,39	0,00	23,54	3,72	0,48	0,46	0,45
<i>m saprophilum</i>	19,57	3,60	0,00	1,05	13,57	1,67	1,99	0,22
<i>pellucida</i>	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>riensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>ca</i>	0,22	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>diculus</i>	2,39	0,00	0,00	1,20	4,60	29,29	3,68	13,14
<i>eta</i>	0,00	0,95	5,92	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00
<i>phisbaena</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>illum</i>	0,65	0,19	0,00	0,15	0,22	0,24	0,31	0,00
<i>tinalis</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>cula</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>ediculus</i>	0,22	0,00	0,00	0,15	2,63	7,62	0,00	0,22
<i>acentula</i>	1,09	0,00	0,00	0,75	1,53	0,00	0,15	0,00
<i>acentula var. euglypta</i>	1,52	0,00	0,00	2,25	14,88	25,24	0,31	14,92

<i>lacentula var. lineata</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	1,09	1,90	2,45	0,67
<i>oclinata</i>	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>leri</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>pidata</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>eneghiniana</i>	0,65	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>ellata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,22
<i>elliptica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>inis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	0,24	0,00	0,00
<i>phicephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>pera</i>	0,22	0,00	0,00	0,15	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>tula</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>viculiformis</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>midula</i>	0,00	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>etzingii</i>	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>hiliformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>are</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	1,38	0,45
<i>ongella</i>	0,22	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>alis</i>	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>renaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,09	0,00	0,00	0,00
<i>mesianum</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>prostratum</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,31	0,45
<i>silesiacum</i>	0,22	0,38	0,00	0,00	0,44	0,48	1,23	0,00
<i>microcephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>minuta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>ma</i>	0,43	0,00	0,00	1,05	0,00	0,48	0,00	0,67
<i>minuscula</i>	0,00	0,00	9,48	0,00	0,66	0,00	0,15	0,00
<i>lnata</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>rex</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>laris</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>inalis var pectinalis</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>ij</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,00
<i>rophila</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>oucina var vaucheriae</i>	0,22	1,52	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>ucilis</i>	0,43	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>rasitica var parasitica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00
<i>aris</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>a acuminatum</i>	0,87	0,19	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>a angustum</i>	0,87	1,52	0,00	0,00	0,00	0,48	0,00	0,00
<i>a dichotomun</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>a exilissimum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>a gracile</i>	0,22	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>a minutum</i>	0,00	0,00	0,00	0,45	5,47	0,24	0,00	0,89
<i>a minutum f. syriacum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	0,00
<i>a olivaceum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>a parvulum</i>	0,65	0,00	0,47	2,40	0,22	0,00	0,15	0,67
<i>a pumilum</i>	1,52	0,00	0,00	0,00	6,13	0,48	0,61	0,00
<i>a subclavatum</i>	0,22	0,38	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>a truncatum</i>	0,22	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>bellaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,22
<i>ttenuatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	1,19	0,00	0,22
<i>odiferum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00	0,45
<i>mphyoxis</i>	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>capitata</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>enensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>iii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>ricosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>tomus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>ans</i>	0,22	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>bonii</i>	0,65	0,00	0,00	0,45	0,22	0,00	1,07	0,00
<i>bitatoradiata</i>	0,00	0,00	0,00	1,20	0,44	0,00	1,99	4,90
<i>brachiocephala</i>	5,87	0,57	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachiotenella</i>	0,43	0,00	0,00	1,50	1,97	1,43	8,74	3,56
<i>brachiotenelloides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,89
<i>brachyaria</i>	0,00	0,00	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	5,35
<i>brachycolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,80
<i>brachycolii</i>	0,00	1,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolithii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11
<i>brachycolskalii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>brachycolonga</i>	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolosa</i>	3,04	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolens</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolunctata</i>	0,22	0,00	0,00	0,75	27,13	4,29	8,74	24,50
<i>brachycolalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycoleta</i>	0,43	0,00	4,50	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolula</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycoloclinata</i>	0,22	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolophibia</i>	0,87	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolhibaldii</i>	0,00	2,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolitellata</i>	0,00	0,00	37,20	0,00	2,84	0,00	0,31	0,22
<i>brachycolisipata var dissipata</i>	0,00	0,00	0,00	2,70	0,88	0,00	40,34	1,34
<i>brachycolisipata var media</i>	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycoliticola</i>	0,00	0,00	0,00	24,29	0,00	0,00	19,79	0,00
<i>brachycolstulum</i>	0,00	0,00	41,71	0,00	1,09	0,00	0,15	2,67
<i>brachycolonspicua</i>	0,65	0,00	0,24	0,00	0,44	0,00	0,92	2,45
<i>brachycoluum</i>	4,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolpetruthii</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolparis</i>	4,57	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	0,67
<i>brachycollea</i>	1,52	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>brachycollea var tenuirostris</i>	4,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolta</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45
<i>brachycolma</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolmoidea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,22
<i>brachycolciabilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolbonata</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycoloba</i>	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolidis</i>	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolfrequentissimum</i>	0,22	0,00	0,00	30,73	0,00	0,24	0,77	0,00
<i>brachycollanceolatum</i>	0,00	0,19	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolium subatomoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,34
<i>brachycolosira brevistriata</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolseriata</i>	2,61	0,00	0,00	0,00	0,22	17,38	0,31	0,00
<i>brachycolia abbreviata</i>	0,22	0,00	0,00	0,45	2,84	5,48	0,15	5,12
<i>brachycolhibba</i>	14,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolpericulata</i>	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolacillum</i>	0,22	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycoleminulum</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolhoenicenteron</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycoluckei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>brachycolpinnata</i>	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolusta</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolbissonii var kuetzingii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>brachycolpiculata</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45
<i>brachycolcalida</i>	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycolvidensis</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>brachycol</i>	1,52	41,48	0,00	0,00	0,22	0,24	0,00	0,00
<i>brachycol</i>	0,22	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00

	0,22	1,70	0,00	0,15	0,22	0,24	0,00	0,22
es	98	65	23	45	55	31	83	52
d	3,13	2,02	1,33	2,02	2,61	2,02	2,13	2,58
	12,21	13,05	3,11	15,39	11,45	12,53	14,77	11,93
	14,6	16,6	2,3	14,4	14,6	15,3	16,5	14,7
	15,8	17,2	2	13,9	14,3	15,6	4,9	13,5

2.

3. SUB-CUENCA DEL GUADIEL

Tabla 2.1. Características físicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GUADIEL			
Río	Guadiel		
Estación	Bailén	Ctra. Linares –Baños Encina	
Código	10803	10804	
Largo del tramo (m)	31	30	
Ancho del tramo (m)	7	21	
Profundidad estimada (m)	0.8	0.4	
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	0
	corriente	100	100
	poza	0	0
Velocidad (m/s)	0.23	0.32	
Temperatura °C	30.5	24.6	
pH	8.5	8.3	
Conductividad µS/cm	1137	953	
Oxígeno mg/l	8.06	8.14	
Componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0
	> 256 mm	0	0
	64-256 mm	10	80
	2-64 mm	40	0
	0,06-2 mm	25	10
	0,004-0,06 mm	25	10
Componentes orgánicos del sustrato	< 0,004 mm	0	0
	(%) Detritos (MOPG)*	10	0
	(%) MOPF**	0	0

Tabla 2.2. Caracterización del hábitat. (-) No hay pozas ni rápidos

CUENCA DEL GUADIEL			
Río	Guadiel		
Estación	Bailén	Ctra. Linares –Baños Encina	
Código	10803	10804	
Disponibilidad de hábitat para epifauna	9	10	
Fijación del sustrato			
Velocidad/profundidad			
Deposición de sedimentos	1	5	
Alteraciones del canal	12	6	
Frecuencia de rápidos			
Sinuosidad del canal	8	5	
Estabilidad de las riberas	2	1	
Protección vegetal	5	1	
Ancho de la zona de vegetación riparia	3	3	
Caracterización del sustrato de las pozas	-	-	
Variabilidad de pozas	-	-	
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	40	26	
CALIFICACIÓN	regular	malo	

Tabla 2.3. Caracterización por el Índice del Hábitat Fluvial (IHF)

CUENCA DEL GUADIEL			
Río	Guadiel		
Estación	Bailén	Ctra. Linares –Baños Encina	
Código	10803	10804	
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	0	0	
Frecuencia de rápidos	4	4	
Composición del sustrato	15	9	
Velocidad/profundidad	4	4	
Porcentaje de sombra en el cauce	3	10	
Elementos de heterogeneidad	4	0	
Cobertura vegetación acuática	20	20	
IHF (sobre 100)	50	47	
CALIFICACIÓN	moderado	regular	

Tabla 2.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL GUADIEL		
Río	Guadiel	
Estación	Bailén	Ctra. Linares –Baños Encina
Código	10803	10804
Tipo de sustrato	roca natural	344,33*
	Obra civil	
	Helófitos	
	Limnófitos	
	Sedimento	
CALIFICACIÓN	hipereutrófico	meso-eutrófico

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

Tabla 2.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Guadiel, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas.

RÍO	Guadiel	
	Linares- Baños de la Encina	Bailén
ESTACIÓN		
CÓDIGO	10804	10803
<i>Achnanthidium saprophilum</i>	0,19	0,00
<i>Amphora veneta</i>	2,14	0,00
<i>Caloneis bacillum</i>	0,39	0,00
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,39	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,39	4,77
<i>Eolimna subminuscula</i>	29,63	15,51
<i>Fistulifera saprophila</i>	0,00	2,86
<i>Gomphonema minutum</i>	0,19	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,19	0,24
<i>Mayamaea atomus</i>	1,17	0,00
<i>Mayamaea atomus var. permitis</i>	0,19	0,00
<i>Navicula erifuga</i>	0,19	0,00
<i>Navicula tenelloides</i>	0,19	0,00
<i>Navicula veneta</i>	1,56	11,69
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,97	0,00
<i>Nitzschia capitellata</i>	11,70	18,85
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,00	0,24
<i>Nitzschia frustulum</i>	7,99	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	10,33	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	1,75	43,91
<i>Nitzschia umbonata</i>	0,19	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	1,36	0,00
<i>Sellaphora seminulum</i>	28,46	1,91
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,19	0,00
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,19	0,00
nº especies	32	21
Diversidad	1,95	1,57
IBD	7,07	4,88
IPS	3,9	1,4
CEE	3,5	2,3

3. SUB-CUENCA DEL RUMBLAR

Tabla 3.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL RUMBLAR				
Río		Rumblar	Rumblar	Rumblar
Estación		La Carolina	Después embalse Rumblar	Zocuena
Código		Control-12	40101	40102
Largo del tramo (m)		9	5	15
Ancho del tramo (m)		7	20	10
Profundidad estimada (m)		1	1.5	1
Proporción en el tramo (%)	rápidos	33	0	0
	corriente	33	100	0
	poza	33	0	100
Velocidad (m/s)		0.55		0
Temperatura °C		18.3	12.3	27.4
pH		7.7	7.6	7.7
Conductividad µS/cm		566	165	335
Oxígeno mg/l		8.08	8.10	7.5
Componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0
	> 256 mm	0	100	0
	64-256 mm	60	0	5
	2-64 mm	10	0	0
	0,06-2 mm	10	0	25
	0,004-0,06 mm	20	0	0
Componentes orgánicos del sustrato	< 0,004 mm	0	0	70
	(%) Detritos (MOPG)*	15	0	20
	(%) MOPF**	0	0	

Tabla 3.2. Caracterización del hábitat. (-) No hay pozas ni rápidos

CUENCA DEL RUMBLAR				
Río		Rumblar	Rumblar	Rumblar
Estación		La Carolina	Después embalse Rumblar	Zocuena
Código		Control-12	40101	40102
Disponibilidad de hábitat para epifauna		17	20	5
Fijación del sustrato		11	19	
Velocidad/profundidad		12	0	
Deposición de sedimentos		5	20	0
Alteraciones del canal		19	18	19
Frecuencia de rápidos		16	-	
Sinuosidad del canal		10		8
Estabilidad de las riberas		9	10	4
Protección vegetal		10	10	10
Ancho de la zona de vegetación riparia		8	6	7
Caracterización del sustrato de las pozas		10	-	10
Variabilidad de pozas		10	-	6
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)		137	94	69
CALIFICACIÓN		Muy bueno	moderado	regular

Tabla 3.3. Caracterización por el Índice de Hábitat fluvial

CUENCA DEL RUMBLAR				
Río		Rumblar	Rumblar	Rumblar
Estación		La Carolina	Después embalse Rumblar	Zocuena
Código		Control-12	40101	40102
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas		10	10	0
Frecuencia de rápidos		10	4	2
Composición del sustrato		15	5	12
Velocidad/profundidad		8	4	4
Porcentaje de sombra en el cauce		10	3	10
Elementos de heterogeneidad		8	0	4
Cobertura vegetación acuática		20	25	20
IHF (sobre 100)		73	51	52
CALIFICACIÓN		bueno	moderado	moderado

Tabla 3.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL RUMBLAR			
Río	Rumblar	Rumblar	Rumblar
Estación	La Carolina	Después embalse Rumblar	Zocueca
Código	Control-12	40101	40102
Tipo de sustrato	roca natural	27.41*	4.8
	Obra civil		
	Helófitos	7.98	7.68
	Limnófitos		
	Sedimento	36.55	36.55
CALIFICACIÓN		oligo-mesotrófico	oligo.mesotrófico
			¿polisaprobio?

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

Tabla 3.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Rumblar, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas.

RÍO	Rumblar		
	La Carolina	Embalse del Rumblar	Zocueca
ESTACIÓN	C-12	40101	40102
CÓDIGO	C-12	40101	40102
<i>Achnanthydium affine</i>	2,51	0,00	0,00
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	0,89	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	12,53	3,33	90,34
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	11,62	0,89	4,17
<i>Amphora montana</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Amphora pediculus</i>	2,28	0,00	0,00
<i>Asterionella formosa</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,00	2,00	0,00
<i>Brachysira neoexilis</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Caloneis bacillum</i>	0,00	0,22	0,11
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,46	1,11	0,11
<i>Ctenophora pulchella</i>	0,00	3,11	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	8,89	0,22
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Cymatopleura solea</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	0,23	0,00	0,00
<i>Cymbella aspera</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Cymbella hustedtii f. hustedtii</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Cymbella leptoceros</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Cymbella tumida</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Diadsmis contenta</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Encyonema auerswaldii</i>	0,00	2,67	0,11
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	1,33	0,22
<i>Encyonema prostratum</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,00	0,00	0,44
<i>Encyonopsis microcephala</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Eolimna minima</i>	5,24	0,22	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	11,85	0,00	0,00
<i>Epithemia sorex</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Eunotia formica</i>	0,00	1,11	0,00
<i>Eunotia implicata</i>	0,00	0,44	0,66
<i>Fistulifera saprophila</i>	0,23	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina var vaucheriae</i>	0,00	11,78	0,00
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,00	6,67	0,00
<i>Frustulia vulgaris</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Geissleria decussis</i>	0,00	0,22	0,00

<i>Gomphonema acuminatum</i>	0,00	0,67	0,00
<i>Gomphonema angustum</i>	1,82	0,00	0,00
<i>Gomphonema augur var augur</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Gomphonema parvulum</i>	1,37	6,22	0,11
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,68	0,00	0,33
<i>Gomphonema truncatum</i>	0,00	0,44	0,11
<i>Grunowia solgensis</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Hantzschia amphyoxis</i>	0,23	0,00	0,11
<i>Karayevia clevei</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Luticola ventricosa</i>	0,00	1,78	0,00
<i>Mayamaea atomus var. permitis</i>	5,01	0,00	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,00	30,44	0,11
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,46	0,22	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Navicula erifuga</i>	0,00	0,00	0,44
<i>Navicula pseudolanceolata</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Navicula radiosa</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Navicula recens</i>	0,46	0,00	0,00
<i>Navicula rostellata</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Navicula schroeterii</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Navicula veneta</i>	1,14	0,22	0,11
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Nitzschia brevissima</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	0,00	0,67	0,00
<i>Nitzschia frustulum</i>	4,33	0,00	0,00
<i>Nitzschia hantzschiana</i>	0,00	0,00	0,11
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,00	0,44	0,22
<i>Nitzschia linearis</i>	0,46	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis var. subtilis</i>	0,23	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis var. tenuis</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	0,00	0,66
<i>Nitzschia recta</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Nitzschia umbonata</i>	0,23	0,00	0,00
<i>Pinnularia gibba</i>	2,28	0,00	0,00
<i>Pinnularia subcapitata</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	10,02	0,22	0,00
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,00	3,33	0,00
<i>Sellaphora seminulum</i>	23,23	0,00	0,11
<i>Staurosira construens f. venter</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Surirella angusta</i>	0,00	0,89	0,00
<i>Surirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,00	0,44	0,00
<i>Surirella minuta</i>	0,68	0,00	0,00
<i>Tryblionella littoralis</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,46	2,00	0,11
nº especies	31	63	37
Diversidad	26	53	31
IBD	11,46	12,28	17,25
IPS	8,60	13,60	18,70
CEE	8,40	10,90	17,50

4. SUBCUENCA DEL JÁNDULA

Tabla 4.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante

CUENCA DEL JÁNDULA						
Río	Tablillas	Montoro	Fresneda	Robledillo	Jándula	
Estación	Ctra. Puertollano-Montoro	Después embalse Montoro	Tamaral	Solana del Pino	Después embalse Encinarejo	La Ropera
Código	C-10	40301	40306	40313	40303	40304
Largo del tramo	20	15	30	100	15	15
Ancho del tramo	2	10	3	2	20	80
Profundidad estimada (m)	0.40	0.5	0.30	0.60		
Proporción en el tramo (%)	rápidos	10	10	34	30	
	corriente	80	0	0	30	
	poza	10	90	66	40	
Velocidad (m/s)	no medida	no medida	no medida	no medida	no medida	no medida
Temperatura °C	15	17	15.3	16.1	12.6	14.3
pH	9.47	8.77	8.15	8.30	7.87	8.12
Conductividad µS/cm	181	356	163	2680	447	457
Oxígeno mg/l	11.91	7.20	7.81	7.98	5.15	5.49
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	5	0	0	90
	> 256 mm	0	10	5	0	1
	64-256 mm	90	85	95	60	0
	2-64 mm	10	0	0	0	0
	0,06-2 mm	0	0	0	40	0
	0,004-0,06 mm	0	0	0	0	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm	0	0	0	0	95
	Detritos (MOPC) *	11	0	5	20	0
	MOPF**	0	0	0	0	0

Tabla 4.2. Caracterización del hábitat .(-) No hay pozas ni rápidos

CUENCA DEL JÁNDULA						
Río	Tablillas	Montoro	Fresneda	Robledillo	Jándula	
Estación	Ctra. Puertollano-Montoro	Después embalse Montoro	Tamaral	Solana del Pino	Después embalse Encinarejo	La Ropera
Código	C-10	40301	40306	40313	40303	40304
Disponibilidad de hábitat para epifauna	17	11	12	18	7	5
Fijación del sustrato		20	5	16		
Velocidad/profundidad		8	10	14		
Deposición de sedimentos	17	20	16	8	8	1
Alteraciones del canal	19	20	18	20	15	19
Frecuencia de rápidos		13	17	18	-	-
Sinuosidad del canal	3				5	0
Estabilidad de las riberas	6	9	10	10	10	8
Protección vegetal	8	7	1	10	8.5	2
Ancho de la zona de vegetación riparia	1	4	0	8	6.5	3
Caracterización del sustrato de las pozas	19	-	-	-	-	-
Variabilidad de pozas	3	-	-	-	-	-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	93	112	89	122	60	38
CALIFICACIÓN	moderado	bueno	moderado	bueno	regular	regular

Tabla 4.3. Caracterización según el Índice de Hábitat Fluvial

CUENCA DEL JÁNDULA						
Río	Tablillas	Montoro	Fresneda	Robledillo	Jándula	
Estación	Ctra. Puertollano-Montoro	Después embalse Montoro	Tamaral	Solana del Pino	Después embalse Encinarejo	La Ropera
Código	C-10	40301	40306	40313	40303	40304
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	10	10	10	10	0
Frecuencia de rápidos	4	4	8	10	10	4
Composición del sustrato	14	14	14	17	14	11
Velocidad/profundidad	6	6	6	8	6	4
Porcentaje de sombra en el cauce	5	3	3	7	5	3
Elementos de heterogeneidad	2	2	4	2	6	6
Cobertura vegetación acuática	15	15	15	30	20	15
IHF (sobre 100)	56	54	60	84	71	43
CALIFICACIÓN	moderado	moderado	moderado	bueno	bueno	regular

Tabla 4.4. Clasificación por la concentración de clorofila

CUENCA DEL JÁNDULA							
Río		Tablillas	Montoro	Fresneda	Robledillo	Jándula	
Estación		Ctra. Puertollano-Montoro	Después embalse Montoro	Tamaral	Solana del Pino	Después embalse Encinarejo	La Ropera
Código		C-10	40301	40306	40313	40303	40304
Tipo de sustrato	Roca natural	18.5*	34.33*	26.30*	16.74*	35.32*	15.01
	Obra civil						
	Helófitos	13.01					
	Limnófitos	25.17					
	Sedimentos						
	Sustrato artificial						
CALIFICACIÓN							

Tabla 4.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del Jándula, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas.

RÍO	Fresneda	Robledillo	Tablillas	Montoro	Jándula	
ESTACIÓN	El Tamaral	Solana del Pino	Puertollano	E. de Montoro	E. de Encinarejo	La Ropera
CÓDIGO	40306	40313	C-10	40301	40303	40304
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	0,20	0,00	7,02	0,00	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	36,16	42,08	44,71	49,15	2,70	38,21
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	8,82	11,62	31,02	11,95	0,58	27,61
<i>Amphora montana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Amphora pediculus</i>	0,17	0,20	0,69	0,19	0,39	0,18
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,00	0,52	0,00	0,00	0,00
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,77	0,37
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Brachysira neoexilis</i>	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caloneis silicula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,45	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	1,73	0,20	0,00	0,00	2,45	0,37
<i>Cocconeis placentula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	3,81	0,20	0,87	0,19	0,00	0,37
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,00	0,00	0,87	0,95	0,19	0,18
<i>Cocconeis placentula var. pseudolineata</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Craticula ambigua</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Ctenophora pulchella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,16	0,00
<i>Cyclostephanos dubius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Cyclotella comta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,69	0,00	0,17	0,38	0,19	0,18
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	22,97	2,38
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00

<i>Cyclotella stelligera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00
<i>Cymatopleura solea</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,18
<i>Cymbella affinis</i>	2,42	0,00	0,00	2,47	0,00	0,18
<i>Cymbella cistula</i>	0,00	0,20	0,00	0,38	0,00	0,18
<i>Cymbella cymbiformis</i>	1,04	0,80	0,17	0,95	0,19	0,00
<i>Cymbella helvetica</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Cymbella helvetica var curta</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,58	0,00
<i>Cymbella leptoceros</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Cymbella tumida</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Diatoma vulgare</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,18
<i>Diploneis elliptica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Diploneis oblongella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Encyonema caespitosum</i>	0,00	0,00	0,00	0,57	0,19	0,18
<i>Encyonema gracile</i>	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema minutum</i>	0,17	0,00	0,00	0,95	0,39	0,00
<i>Encyonema prostratum</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,17	0,20	1,39	0,38	21,81	10,42
<i>Encyonopsis microcephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Encyonopsis moseri</i>	1,38	0,00	0,00	0,19	0,19	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,58	0,00
<i>Epithemia adnata</i>	0,35	0,00	0,00	0,57	0,00	0,00
<i>Epithemia sores</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina var mesolepta</i>	0,00	0,00	0,00	1,33	0,39	0,18
<i>Fragilaria capucina var rumpens</i>	1,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina var vaucheriae</i>	1,38	1,20	0,17	0,38	3,47	0,55
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,00	13,03	0,17	0,00	14,48	1,10
<i>Frustulia vulgaris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Geissleria schoenfeldii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,18
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0,00	0,20	0,17	0,00	0,19	0,00
<i>Gomphonema angustum</i>	0,17	0,80	11,27	2,85	0,00	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,00	0,00	0,87	0,00	0,19	0,00
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	0,00	0,00	0,52	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,00	0,20	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,17	1,40	0,87	0,19	0,97	1,46
<i>Gomphonema pumilum</i>	15,05	13,03	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Gomphonema subclavatum</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema truncatum</i>	1,21	1,20	0,69	0,19	0,19	0,18
<i>Grunowia tabellaria</i>	0,52	0,00	0,00	1,33	0,19	0,00
<i>Karayevia clevei</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Mayamea excelsa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,35	0,20	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Navicula angusta</i>	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula antonii</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,18
<i>Navicula caterva</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Navicula cryptocephala</i>	1,04	0,00	0,52	0,00	0,00	0,18
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,19	0,18
<i>Navicula gregaria</i>	0,17	0,00	0,17	0,00	1,54	2,01
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Navicula notha</i>	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula radiosa</i>	1,21	0,20	0,17	3,04	0,19	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula rostellata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,55
<i>Navicula schroeterii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Navicula striolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Navicula tenelloides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18

<i>Navicula tripunctata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Navicula trivialis</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,00	1,04	0,76	0,00	0,00
<i>Nitzschia acidoclinata</i>	0,00	0,20	0,17	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,19	0,18
<i>Nitzschia amphibioides</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	1,93	0,55
<i>Nitzschia filiformis var. conferta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Nitzschia fonticola</i>	14,19	0,00	0,17	0,38	1,54	0,73
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,00	0,20	0,17	0,76	0,19	0,18
<i>Nitzschia lacuum</i>	0,00	0,20	0,00	1,90	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis var. subtilis</i>	0,52	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Nitzschia linearis var. tenuis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	1,93	0,18
<i>Nitzschia palea var tenuirostris</i>	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,73
<i>Nitzschia recta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,37
<i>Nitzschia sigma</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Pinnularia borealis var rectangularis</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00
<i>Pinnularia lundii</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Placoneis placentula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Planothidium delicatulum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,17	0,20	0,00	0,19	0,19	0,18
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0,00	0,00	0,00	4,17	0,00	0,18
<i>Reimeria sinuata</i>	0,17	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,00	0,00	0,52	0,38	0,00	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00
<i>Rhopalodia gibba</i>	0,00	0,00	0,00	1,71	0,00	0,00
<i>Sellaphora pupula</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,19	0,00
<i>Staurosira construens f. subsalina</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	8,49	2,38
<i>Staurosira construens var binodis</i>	0,00	0,00	0,00	0,19	0,39	0,18
<i>Staurosirella pinnata</i>	2,08	0,00	0,00	1,33	1,54	1,46
<i>Surirella angusta</i>	0,17	0,00	0,17	0,00	0,19	0,18
<i>Surirella linearis var helvetica</i>	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tabularia fasciculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,70	0,00
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Tryblionella calida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Ulnaria acus</i>	0,17	0,40	0,35	0,38	0,00	0,00
<i>Ulnaria biceps</i>	0,00	5,41	0,00	0,19	0,39	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,87	3,21	0,69	0,00	0,39	0,18
nº especies	61	56	52	79	86	77
Diversidad	42	34	32	45	58	60
IBD	15,04	14,99	13,68	14,96	16,15	15,11
IPS	16,6	17,3	15,9	16,7	14,8	15,4
CEE	17,5	16,4	17,7	17,5	132	17,5

6. SUB-CUENCA DEL GUADALMELLATO

Tabla 6.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GUADALMELLATO				
Río		Guadalmellato	Cuzna	Guadalbarbo
Estación		Puente Sifón	Ctra. Villaharta-Pozoblanco	Puerto de Espiel
Código		40702	40703	40705
Largo del tramo (m)		30	40	30
Ancho del tramo (m)		3	6	7
Profundidad estimada (m)		>2	0.5	0.5
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	10	10
	corriente	100	90	90
	poza	0	0	0
Velocidad (m/s)		0.1	0.15	0.12
Temperatura °C		27	22,9	23,1
pH		9	8	8,5
Conductividad µS/cm		412	246	350
Oxígeno mg/l		11,34	8,30	6,66
Componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	15	0
	> 256 mm	0	5	0
	64-256 mm	0	30	40
	2-64 mm	0	25	0
	0,06-2 mm	0	25	30
	0,004-0,06 mm	50	0	30
Componentes orgánicos del sustrato	(%) Detritos (MOPG)*	0	0	5
	(%) MOPF**	0	0	0

Tabla 6.2. Caracterización del hábitat (-) No hay pozas

CUENCA DEL GUADALMELLATO			
Río	Guadalmellato	Cuzna	Guadalbarbo
Estación	Puente Sifón	Ctra. Villaharta-Pozoblanco	Puerto de Espiel
Código	40702	40703	40705
Disponibilidad de hábitat para epifauna	10	19	17
Fijación del sustrato		13	13
Velocidad/profundidad		10	10
Deposición de sedimentos	0	16	7
Alteraciones del canal	19	20	20
Frecuencia de rápidos		11	14
Sinuosidad del canal	6		
Estabilidad de las riberas	10	9	9
Protección vegetal	10	8.5	10
Ancho de la zona de vegetación riparia	10	8.5	10
Caracterización del sustrato de las pozas	-		
Variabilidad de pozas	-		
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	65	105	110
CALIFICACIÓN	regular	bueno	bueno

Tabla 6.3. Caracterización por el Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

CUENCA DEL GUADALMELLATO			
Río	Guadalmellato	Cuzna	Guadalbarbo
Estación	Puente Sifón	Ctra. Villaharta-Pozoblanco	Puerto de Espiel
Código	40702	40703	40705

Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	0	10	5
Frecuencia de rápidos	4	6	8
Composición del sustrato	5	15	15
Velocidad/profundidad	4	6	6
Porcentaje de sombra en el cauce	3	10	10
Elementos de heterogeneidad	0	0	4
Cobertura vegetación acuática	15	20	30
IHF (sobre 100)	31	67	78
CALIFICACIÓN	regular	moderado	bueno

Tabla 6.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL GUADALMELLATO			
Río	Guadalmellato	Cuzna	Guadalbarbo
Estación	Puente Sifón	Ctra. Villaharta-Pozoblanco	Puerto de Espiel
Código	40702	40703*	40705
Tipo de sustrato	roca natural	32,15	6,97*
	Obra civil		
	Helófitos	3,45*	4,96
	Limnófitos		39,48
	Sedimento	7,85	
CALIFICACIÓN	oligotrófico	oligo-mesotrófico	oligotrófico

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

Tabla 6.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas.

RÍO	Guadalbarbo	Cuzna	Guadalmellato
ESTACIÓN	Puerto Espiel	Pozoblanco	Puente Sifón
CÓDIGO	40705	40703	40702
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	1,07	3,58	0,94
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	0,21	1,34	2,83
<i>Amphora inariensis</i>	1,49	1,12	0,00
<i>Amphora libyca</i>	0,21	0,00	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	3,62	21,92	0,94
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Caloneis amphibiaena</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Caloneis bacillum</i>	0,00	0,00	2,83
<i>Cocconeis pediculus</i>	13,01	1,12	0,94
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	42,22	27,07	0,00
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	1,71	4,25	0,94
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,89	0,00
<i>Cyclostephanos dubius</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,00	1,89
<i>Cymatopleura solea</i>	0,00	0,00	2,83
<i>Cymbella leptoceros</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Cymbella tumida</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Eolimna minima</i>	0,00	4,03	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,00	1,89
<i>Fragilaria capucina var rumpens</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Frustulia vulgaris</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Geissleria ignota</i>	0,00	1,34	0,00
<i>Gomphonema angustum</i>	0,21	0,67	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	0,00	4,72
<i>Gomphonema olivaceum</i>	2,77	0,89	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,00	0,22	0,94
<i>Gomphonema pumilum</i>	21,54	0,00	0,94
<i>Gomphonema truncatum</i>	0,00	0,00	0,94

<i>Grunowia tabellaria</i>	0,00	0,22	1,89
<i>Gyrosigma peisonis</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Hantzschia amphyoaxis</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Karayevia clevei</i>	0,00	0,22	0,94
<i>Luticola goeppertiana</i>	0,00	0,00	11,32
<i>Luticola ventricosa</i>	0,00	0,00	6,60
<i>Navicula antonii</i>	0,00	0,22	1,89
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,00	0,67	0,00
<i>Navicula erifuga</i>	0,00	0,00	1,89
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	0,00	0,00	1,89
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,22	3,77
<i>Nitzschia brevissima</i>	0,00	0,00	1,89
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,00	1,79	0,94
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Nitzschia filiformis var. conferta</i>	0,00	0,00	3,77
<i>Nitzschia fonticola</i>	0,21	0,00	0,00
<i>Nitzschia frustulum</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,85	0,45	0,00
<i>Nitzschia linearis</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Nitzschia microcephala</i>	0,00	0,45	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	0,00	1,89
<i>Nitzschia sigma</i>	0,00	0,00	1,89
<i>Nitzschia vermicularis</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,21	25,95	1,89
<i>Reimeria uniseriata</i>	8,32	0,00	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	2,35	0,22	0,94
<i>Rhopalodia gibba</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Staurosira construens</i>	0,00	0,22	0,00
<i>Staurosirella pinnata</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,00	1,89
<i>Tryblionella calida</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,00	7,55
<i>Ulnaria acus</i>	0,00	0,00	0,94
<i>Ulnaria ulna</i>	0,00	0,22	5,66
nº especies	16	28	50
Diversidad	1,76	2,06	3,58
IBD	13,16	12,22	8,00
IPS	15,9	12,5	8,9
CEE	16,2	14,7	

7. SUB-CUENCA DEL GUADIATO

Tabla 7.1. Características físicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro).

CUENCA DEL GUADIATO					
Río	Guadiato				Guadalupe
Estación	Ctra. Fuenteovejuna-Villanueva del Rey	Después embalse Sierra Boyera	Después embalse Puente Nuevo	Almodóvar del Río	Después embalse Cerro Muriano
Código	Control 7	41001	41002	41004	41003
Largo del tramo	29	10	20	8	10
Ancho del tramo	9	40	10	25	10
Profundidad estimada (m)	0,5	1	0,5	>1	no medida
Proporción en el tramo (%)	rápidos	60	0	5	-
	corriente	0	100	0	-
	poza	40	0	95	10
Velocidad (m/s)	0,21	indetectable	indetectable	0,018	indetectable
Temperatura °C	21,1	22,2	25,2	20	26,3
pH	8,5	7,5	9,2	9	8
Conductividad µS/cm	411	452	282	267	253
Oxígeno mg/l	10,65	7,50	12	15,95	7,8
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0	0
	> 256 mm	0	0	0	50
	64-256 mm	30	50	80	5
	2-64 mm	40	30	0	15
	0,06-2 mm	30	10	15	80
	0,004-0,06 mm	0	10	5	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm	0	0	0	0
	Detritos (MOPC)*	0	0	0	5
	MOPF**	0	20	0	0

Tabla 7.2. Caracterización del hábitat. (-) No hay pozas

CUENCA DEL GUADIATO					
Río	Guadiato				Guadalupe
Estación	Ctra. Fuenteovejuna-Villanueva del Rey	Después embalse Sierra Boyera	Después embalse Puente Nuevo	Almodóvar del Río	Después embalse Cerro Muriano
Código	Control 7	41001	41002	41004	41003
Disponibilidad de hábitat para epifauna	15	6	20	14	14
Fijación del sustrato					
Velocidad/ profundidad					
Deposición de sedimentos	13	10	13	9	20
Alteraciones del canal	11	15	20	19	15
Frecuencia de rápidos	7				
Sinuosidad del canal	10	8	7	9	10
Estabilidad de las riberas	2	4	10	8	8
Protección vegetal	1	1	9,5	9	1
Ancho de la zona de vegetación riparia		1	9,5	7	1
Caracterización del sustrato de las pozas	15	-	18	16	4
Variabilidad de pozas	12	-	14	13	15
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	86	45	107	104	78
CALIFICACIÓN	moderado	regular	bueno	bueno	moderado

Tabla 7.3. Caracterización por el Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

CUENCA DEL GUADIATO					
Río	Guadiato				Guadalupe
Estación	Ctra. Fuenteovejuna-Villanueva del Rey	Después embalse Sierra Boyera	Después embalse Puente Nuevo	Almodóvar del Río	Después embalse Cerro Muriano
Código	Control 7	41001	41002	41004	41003
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	5	5	5	5	10
Frecuencia de rápidos	10	4	6	4	4
Composición del sustrato	10	15	12	10	10
Velocidad/profundidad	6	4	6	4	4
Porcentaje de sombra en el cauce	3	3	10	10	3
Elementos de heterogeneidad	0	0	0	4	0
Cobertura vegetación acuática	20	20	20	20	25
IHF (sobre 100)	54	51	59	57	56
CALIFICACIÓN	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado

Tabla 7.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos. (*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

CUENCA DEL GUADIATO						
Río	Guadiato				Guadalupe	
Estación	Ctra. Fuenteovejuna-Villanueva del Rey	Después embalse Sierra Boyera	Después embalse Puente nuevo	Almodóvar del Río	Después embalse Cerro Muriano	
Código	Control 7	41001	41002	41004	41003	
Tipo de sustrato	roca natural	8,98*	190,28*	38,65*	144,88*	58,04*
	Obra civil					
	Helófitos	70,18		15,96		
	Limnófitos					
	Sedimento	426,26		92,23		
CALIFICACIÓN	dudosa	eutrófico	oligo-mesotrófico	eutrófico	mesotrófico	

Tabla 7.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas.

RÍO	Guadalupe	Guadiato			
	Cerro Muriano	Fuente Obejuna	E. Sierra Boyera	E. de Puente Nuevo	Almodóvar
ESTACIÓN					
CÓDIGO	41003	C-7	41001	41002	41004
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,69	0,00	0,17	4,04	2,67
<i>Achnanthydium exiguum</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	10,37	0,24	6,08	18,99	5,33
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	14,06	0,24	30,38	13,13	5,33
<i>Amphora inariensis</i>	0,69	0,00	0,35	0,00	0,00
<i>Amphora libyca</i>	0,00	0,95	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora montana</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,22
<i>Amphora pediculus</i>	6,45	6,21	5,03	3,64	22,22
<i>Amphora veneta</i>	0,00	1,91	0,35	0,61	0,22
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,44
<i>Brachysira neoxilis</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caloneis bacillum</i>	0,46	0,00	0,00	0,40	0,22
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,00	5,01	0,17	8,48	0,22
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,23	63,48	0,35	16,36	2,00
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,00	4,53	0,00	0,00	0,22
<i>Craticula cuspidata</i>	0,00	0,72	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenophora pulchella</i>	0,92	0,00	0,17	0,20	0,00
<i>Cyclostephanos dubius</i>	0,00	0,00	0,52	0,00	0,00
<i>Cyclotella atomus</i>	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,24	0,17	1,41	0,00

<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	0,00	0,35	0,81	0,22
<i>Cymatopleura solea</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Cymbella hustedtii</i> f. <i>hustedtii</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,22
<i>Cymbella leptoceros</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella proxima</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella tumida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Denticula kuetzingii</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Denticula subtilis</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diadsmis contenta</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diatoma vulgare</i>	0,00	0,00	1,74	0,00	0,00
<i>Diploneis oculata</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	0,00	1,56	1,21	0,22
<i>Encyonema prostratum</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,22
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eolimna minima</i>	2,76	0,48	1,22	0,00	4,22
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,00	0,52	0,00	0,00
<i>Epithemia adnata</i>	0,69	0,00	1,04	0,00	0,22
<i>Epithemia sorex</i>	2,30	0,00	1,04	0,00	0,00
<i>Eunotia binularis</i>	0,23	0,24	0,35	0,00	0,00
<i>Eunotia pectinalis</i> var <i>pectinalis</i>	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fallacia pygmaea</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Fallacia subhamulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Fragilaria capucina</i> var <i>rumpens</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina</i> var <i>vaucheriae</i>	0,00	0,00	1,56	0,20	0,22
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Geissleria decussis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	7,56
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0,23	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema clavatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Gomphonema gracile</i>	0,23	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	0,00	0,00	4,85	0,67
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,69	0,24	1,56	1,41	0,67
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,23	0,24	0,00	0,61	0,67
<i>Gomphonema subclavatum</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema truncatum</i>	0,23	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Grunowia solgensis</i>	2,53	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grunowia tabellaria</i>	3,69	0,00	7,99	0,00	0,00
<i>Karayevia clevei</i>	1,15	0,00	0,87	0,20	0,22
<i>Luticola goeppertiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Mayamaea lacunolaciniata</i>	0,00	0,00	0,52	0,00	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,46	0,24	0,00	0,20	0,22
<i>Navicula antonii</i>	0,23	0,00	0,00	0,20	0,22
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,00	0,00	0,17	0,40	1,11
<i>Navicula cincta</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,23	0,00	0,17	0,20	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,46	0,00	1,04	0,00	0,00
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,00	1,74	0,00	1,11
<i>Navicula kuelbsii</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00
<i>Navicula lundii</i>	0,00	0,72	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula margalithii</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,22
<i>Navicula microcari</i>	5,07	0,00	0,52	0,00	0,00
<i>Navicula radiosa</i>	0,46	0,00	0,17	0,00	0,22
<i>Navicula recens</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,00	0,24	0,35	0,61	0,67
<i>Navicula schroeterii</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula subrotundata</i>	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	0,00	2,86	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,00	0,35	0,61	0,00

<i>Nitzschia incognita</i>	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia acidoclinata</i>	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,69	1,67	0,35	0,00	4,67
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,23	0,00	0,17	0,20	0,22
<i>Nitzschia elegantula</i>	1,84	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,23	0,24	0,35	0,00	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	20,28	0,24	4,86	1,41	1,33
<i>Nitzschia frustulum</i>	0,00	0,00	0,17	0,20	0,00
<i>Nitzschia gracilis</i>	0,00	0,00	1,22	0,00	0,00
<i>Nitzschia hantzschiana</i>	0,69	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	1,15	0,00	0,35	12,73	32,67
<i>Nitzschia lacuum</i>	3,92	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis</i>	0,00	0,24	0,17	0,00	0,00
<i>Nitzschia microcephala</i>	0,92	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia nana</i>	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,23	0,24	0,52	0,00	0,00
<i>Nitzschia paleacea</i>	0,92	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia valdestriata</i>	1,15	0,00	5,90	0,00	0,00
<i>Pinnularia viridis</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Placoneis pseudanglica</i>	0,00	2,45	0,00	0,00	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	1,84	2,45	1,39	2,42	0,89
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0,00	0,00	0,87	0,40	0,00
<i>Reimeria sinuata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,00	1,43	0,00	1,41	0,44
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,00	0,48	0,00	0,61	0,00
<i>Rhopalodia gibba</i>	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sellaphora bacillum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Sellaphora pupula</i>	0,00	0,24	0,17	0,00	0,22
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Staurosira construens f. venter</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Staurosira construens var binodis</i>	0,00	0,00	0,17	0,61	0,00
<i>Staurosira elliptica</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
<i>Staurosirella pinnata</i>	0,23	0,00	9,72	0,00	0,00
<i>Suirella angusta</i>	0,23	0,00	0,35	0,00	0,00
<i>Suirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00
<i>Tabularia fasciculata</i>	0,00	0,00	0,87	0,20	0,00
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Ulnaria acus</i>	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,23	0,72	0,35	0,00	0,00
nº especies	63	32	64	38	43
Diversidad	3,1	1,65	2,91	2,60	2,37
IBD	11,03	12,33	8,75	11,86	10,29
IPS	13,40	13,10	11,5	13,70	13,40
CEE	13,50	13,50	12,40	14,70	13,50

8. SUB-CUENCA DEL BEMBÉZAR

Tabla 8.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL BEMBÉZAR				
Río	Bembézar			
Estación	El Cabril	Después embalse Bembézar	Después embalse Hornachuelos	Ctra. Alanís Fuenteovejuna
Código	41201	41202	41203	41204
Largo del tramo	17	10	30	17
Ancho del tramo	2	25	30	8
Profundidad estimada (m)	0,3	>1	>1	0,5
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	0	90
	corriente	100	100	0
	poza	0	0	10
Velocidad (m/s)	0,27	0,33	indetectable	1,49
Temperatura °C	24,2	11,7	21,1	22,3
pH	8,7	8,2	9,5	9,3
Conductividad µS/cm	440	118	370	433
Oxígeno mg/l	5,8	4,45	12,13	8,20
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0
	> 256 mm	0	20	0
	64-256 mm	70	80	1
	2-64 mm	0	0	0
	0,06-2 mm	30	0	60
	0,004-0,06 mm	0	0	39
Cobertura de componentes orgánicos (%)	< 0,004 mm	0	0	0
	Detritos (MOPC)*	0	0	5
	MOPF**	0	0	30

Tabla 8.2. Caracterización por el valor del I hábitat. (-) no hay pozas

CUENCA DEL BEMBÉZAR				
Río	Bembézar			
Estación	El Cabril	Después embalse Bembézar	Después embalse Hornachuelos	Ctra. Alanís Fuenteovejuna
Código	41201	41202	41203	41204
Disponibilidad de hábitat para epifauna	10	10	6	18
Fijación del sustrato	15	18		18
Velocidad/profundidad	5	5		8
Deposición de sedimentos	15	16	6	15
Estado del flujo del canal	7	15	11	6
Alteraciones del canal	20	11	12	20
Frecuencia de rápidos	3	6		17
Sinuosidad del canal			10	
Estabilidad de las riberas	3	5	4	9
Protección vegetal	0	6	6	5
Ancho de la zona de vegetación riparia	0	9	5	8
Caracterización del sustrato de las pozas			-	
Variabilidad de pozas			-	
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 170)	78	86	60	124
CALIFICACIÓN	marginal	marginal	marginal	sub-óptima

Tabla 8.3. Caracterización por el Índice de Hábitat Fluvial

CUENCA DEL BEMBÉZAR				
Río	Bembézar			
Estación	El Cabril	Después embalse Bembézar	Después embalse Hornachuelos	Ctra. Alanís Fuenteovejuna
Código	41201	41202	41203	41204
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	10	0	10
Frecuencia de rápidos	4	4	4	10
Composición del sustrato	10	10	12	10

Velocidad/profundidad	4	4	4	6
Porcentaje de sombra en el cauce	3	3	3	3
Elementos de heterogeneidad	0	0	6	0
Cobertura vegetación acuática	15	5	20	20
IHF (sobre 100)	46	36	49	59
CALIFICACIÓN	regular	regular	regular	moderado

Tabla 8.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL BEMBÉZAR					
Río	Bembézar				
Estación	El Cabril	Después embalse Bembézar	Después embalse Hornachuelos	Ctra. Alanís Fuenteovejuna	
Código	41201	41202	41203	41204	
Tipo de sustrato	roca natural	13,74*	24,93*	150,48*	37,39*
	Obra civil				
	Helófitos			19,69	10,04
	Limnófitos				
	Sedimento			77,91	35,99
CALIFICACIÓN	oligotrófico	oligo-mesotrófico	eutrófico	oligo-mesotrófico	

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

Tabla 8.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas identificadas en las muestras tomadas para la determinación del índice biótico de diatomeas.

RÍO	Bembézar			
	El Cabril	Embalse del Bembézar	Crtra. de Posadas a Palma del Río	Crta. Alanís a Fuente Obejuna
ESTACIÓN				
CÓDIGO	41201	41202	41203-M	41204
<i>Achnanthydium affine</i>	0,21	0,00	6,92	0,00
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	0,00	0,00	0,42
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0,41	6,94	0,00	2,74
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	0,41	5,01	9,74	0,00
<i>Achnanthydium subatomus</i>	0,00	0,00	2,05	0,00
<i>Amphora libyca</i>	0,00	0,19	0,26	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	6,85	0,58	23,08	2,53
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,00	0,00	1,68
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>Caloneis bacillum</i>	0,00	0,39	0,00	0,00
<i>Chamaepinnularia evanida</i>	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,00	0,19	0,00	8,21
<i>Cocconeis placentula</i>	0,00	0,00	0,00	1,26
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	8,92	0,39	0,00	47,58
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>Cyclostephanos dubius</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Cyclotella glomerata</i>	0,00	0,00	2,82	0,00
<i>Cyclotella kuetzinginiana var. radiosa</i>	0,00	0,00	2,05	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,21	0,39	0,51	0,21
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	0,00	0,96	0,00	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	0,21	0,19	1,03	0,21
<i>Cymbella hustedtii f. hustedtii</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Diatoma vulgare</i>	0,00	0,00	0,00	0,21
<i>Encyonema caespitosum</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	0,58	0,51	0,21
<i>Encyonema prostratum</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,00	0,96	0,26	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,00	0,00	4,87	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	3,73	0,39	0,00	0,00
<i>Epithemia sorex</i>	0,00	0,19	0,00	0,00

<i>Fistulifera saprophila</i>	14,32	0,00	0,26	0,00
<i>Fragilaria capucina var rumpens</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Fragilaria capucina var vaucheriae</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Geissleria decussis</i>	0,41	0,00	0,51	0,00
<i>Gomphonema angustum</i>	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	0,39	1,03	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,41	0,19	0,00	1,68
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,00	0,58	0,26	0,42
<i>Gomphonema pumilum</i>	1,87	0,19	0,00	0,21
<i>Gomphonema subclavatum</i>	0,00	0,77	0,00	0,00
<i>Gomphonema truncatum</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Grunowia solgensis</i>	0,00	0,39	0,26	0,00
<i>Grunowia tabellaria</i>	0,00	0,19	0,26	0,00
<i>Gyrosigma scalpoides</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Karayevia clevei</i>	0,00	0,19	0,26	0,00
<i>Mayamaea atomus var. permitis</i>	0,00	0,00	0,00	0,21
<i>Mayamaea lacunolaciniata</i>	0,00	0,00	1,03	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,00	0,00	0,26	0,21
<i>Navicula antonii</i>	0,00	0,19	0,77	0,63
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,00	0,77	1,79	0,21
<i>Navicula caterva</i>	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,21	0,00	4,62	0,00
<i>Navicula germainii</i>	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>Navicula gregaria</i>	0,62	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula margalithii</i>	0,00	0,00	0,26	0,42
<i>Navicula reichardtiana</i>	1,04	0,39	0,77	0,63
<i>Navicula rostellata</i>	0,00	0,00	0,26	0,21
<i>Navicula salinarum</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Navicula striolata</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Navicula subrotundata</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Neidium dubium</i>	0,00	0,00	0,00	0,21
<i>Nitzschia alpina</i>	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia alpinobacillum</i>	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	10,60	13,85	0,63
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,00	0,77	1,79	0,00
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	6,64	59,15	0,26	18,53
<i>Nitzschia frustulum</i>	1,24	0,96	1,79	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	26,56	1,35	0,00	6,95
<i>Nitzschia lacuum</i>	7,68	0,00	0,77	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>Nitzschia paleacea</i>	7,05	0,77	4,10	0,00
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	10,17	3,85	0,00	1,05
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,00	0,00	0,00	1,26
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,00	0,39	0,00	0,00
<i>Sellaphora bacillum</i>	0,00	0,00	0,26	0,21
<i>Sellaphora pupula</i>	0,00	0,00	0,26	0,84
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,00	0,00	2,31	0,00
<i>Surirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Surirella ovalis</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Surirella tenera</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,00	0,26	0,00
<i>Tryblionella calida</i>	0,00	0,00	0,26	0,00

<i>Ulnaria ulna</i>	0,00	0,00	0,00	0,21
nº especies	16	63	97	57
Diversidad	2,35	1,76	2,99	1,9
IBD	10,69	13,60	10,22	12,42
IPS	11,9	12,1	11,8	13,2
CEE	10,1	10,3	12	12,6

10. SUB-CUENCA DEL RIVERA DE HUÉZNAR

Tabla 10.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro). (1) estación elegida por nosotros, ya que era imposible acceder al río inmediatamente aguas abajo del embalse.

CUENCA DEL RIVERA DE HUÉZNAR		
Río	Rivera de Huéznar	
Estación	San Nicolás del Puerto	Estación de aforo en Villanueva del Río y Minas
Código	Control 5	41401(1)
Largo del tramo	70	100
Ancho del tramo	10	25
Profundidad estimada (m)	1.5	1
Proporción en el tramo (%)	rápidos	80
	corriente	20
	poza	0
Velocidad (m/s)	1,08	1.15
Temperatura °C	16,4	21
pH	8,5	8,3
Conductividad µS/cm	419	333
Oxígeno mg/l	9.82	9,20
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	80
	> 256 mm	13
	64-256 mm	0
	2-64 mm	4
	0,06-2 mm	1
	0,004-0,06 mm	2
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm	0
	Detritos (MOPC) *	5
	MOPF**	0

Tabla 10.2. Caracterización del hábitat. (*) Al no poder muestrear después del embalse, pero cerca de la presa, se ha elegido este punto por su fácil acceso. (-) No hay pozas

CUENCA DEL RIVERA DE HUÉZNAR		
Río	Rivera de Huéznar	
Estación	San Nicolás del Puerto	Estación de aforo en Villanueva del Río y Minas
Código	Control 5	41401*
Disponibilidad de hábitat para epifauna	20	6
Fijación del sustrato	19	
Velocidad/profundidad	6	
Deposición de sedimentos	19	1
Alteraciones del canal	20	11
Frecuencia de rápidos	20	
Sinuosidad del canal		10
Estabilidad de las riberas	8	5.5
Protección vegetal	10	4
Ancho de la zona de vegetación riparia	8	2.5
Caracterización del sustrato de las pozas		-
Variabilidad de pozas		-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	130	40
CALIFICACIÓN	Muy Bueno	regular

Tabla 10.3. Caracterización por el Índice de Hábitat Fluvial

CUENCA DEL RIVERA DE HUÉZMAR		
Río	Rivera de Huéznar	
Estación	San Nicolás del Puerto	Estación de aforo en Villanueva del Río y Minas
Código	Control 5	41401*
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	0
Frecuencia de rápidos	10	4
Composición del sustrato	11	5
Velocidad/profundidad	6	4
Porcentaje de sombra en el cauce	10	3
Elementos de heterogeneidad	4	0
Cobertura vegetación acuática	20	20
IHF (sobre 100)	71	36
CALIFICACIÓN	bueno	regular

Tabla 10.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL RIVERA DE HUÉZMAR		
Río	Rivera de Huéznar	
Estación	San Nicolás del Puerto	Estación de aforo en Villanueva del Río y Minas
Código	Control 5	41401*
Tipo de sustrato	roca natural	43*
	Obra civil	
	Helófitos	52.05
	Limnófitos	
	Sedimento	95.65
CALIFICACIÓN	oligo-mesotrófico	eutrófico

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

Tabla 10.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas identificadas en las muestras tomadas para la determinación de índices bióticos de diatomeas.

RÍO	R. Huéznar	
	S. Nicolás del Puerto	Villanueva del Río y Minas
ESTACIÓN		
CÓDIGO	C-5	41401
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	0,20
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	5,94	7,44
<i>Amphora pediculus</i>	48,86	1,57
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,00	0,20
<i>Caloneis bacillum</i>	0,68	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	1,60	0,20
<i>Cocconeis placentula</i>	5,02	3,91
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,20
<i>Cymbella affinis</i>	0,00	0,20
<i>Cymbella hustedtii</i> f. hustedtii	0,23	0,98
<i>Cymbella turgidula</i>	0,00	0,20
<i>Denticula tenuis</i>	0,46	0,00
<i>Diatoma vulgare</i>	0,00	1,57
<i>Diploneis oblongella</i>	0,23	0,00
<i>Diploneis ovalis</i>	0,00	0,20
<i>Encyonema auerswaldii</i>	0,46	0,20
<i>Encyonema caespitosum</i>	0,00	1,17
<i>Encyonema minutum</i>	0,91	3,33
<i>Encyonema prostratum</i>	0,23	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,20
<i>Fallacia subhamulata</i>	0,00	0,78
<i>Fallacia tenera</i>	1,14	0,00
<i>Fragilaria capucina</i> var <i>vaucheriae</i>	0,68	0,59
<i>Geissleria decussis</i>	0,23	0,20

<i>Gomphonema gracile</i>	0,23	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	3,20	2,15
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,23	0,20
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,23	0,39
<i>Gomphonema pumilum</i>	4,79	0,20
<i>Gomphonema truncatum</i>	0,46	0,20
<i>Gomphosphenia grovei</i>	0,23	0,00
<i>Grunowia tabellaria</i>	0,00	0,20
<i>Hippodonta capitata</i>	0,00	0,20
<i>Luticola goeppertiana</i>	0,00	0,39
<i>Melosira varians</i>	0,00	0,98
<i>Navicula antonii</i>	0,46	0,20
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,46	0,59
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,23	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	8,45	29,35
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,39
<i>Navicula margalithii</i>	0,23	2,54
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,91	0,39
<i>Navicula rostellata</i>	0,00	0,59
<i>Navicula tripunctata</i>	10,73	2,94
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	2,35
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,23	6,65
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,20
<i>Nitzschia fonticola</i>	0,23	10,96
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,00	10,37
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	0,20
<i>Planothidium frequentissimum</i>	1,37	0,20
<i>Reimeria sinuata</i>	0,00	0,39
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,23	0,59
<i>Sellaphora bacillum</i>	0,00	0,20
<i>Sellaphora pupula</i>	0,00	0,20
<i>Staurosirella pinnata</i>	0,00	0,39
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,20
<i>Ulnaria ulna</i>	0,46	1,76
nº especies	35	74
Diversidad	2,03	2,72
IBD	11,87	12,59
IPS	16	15
CEE	16,2	13,7

12. SUB-CUENCA DEL RIVERA DE HUELVA

Tabla 12.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL RIVERA DE HUELVA				
Río	Rivera de Cala		Rivera de Huelva	
Estación	Real de la Jara	Después embalse de Los Molinos	Después embalse de La Minilla	Después embalse de El Gergal
Código	41601	41602	41604	41605
Largo del tramo	20	40	37	50
Ancho del tramo	26	29	2/20 ¹	4
Profundidad estimada (m)	>3	1	1	1,5
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	20	20
	corriente	0	0	0
	poza	100	80	80
Velocidad (m/s)	indetectable	2,08	0,2	0,25
Temperatura °C	21	18,7	19,9	16,8
pH	8,6	8,2	8,2	8,2
Conductividad µS/cm	315	302	210	200
Oxígeno mg/l	6,54	3,17	4	2,25
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	89	90	0
	> 256 mm	10	0	0
	64-256 mm	0	0	90
	2-64 mm	0	10	0
	0,06-2 mm	0,5	0	10
	0,004-0,06 mm	0,5	0	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm	0	0	0
	Detritos (MOPC)*	0	0	10
	MOPF**	0	0	100

Tabla 12.2. Caracterización del hábitat

Río	Rivera de Cala		Rivera de Huelva	
Estación	Real de la Jara	Después embalse de Los Molinos	Después embalse de La Minilla	Después embalse de El Gergal
Código	41601	41602	41604	41605
Disponibilidad de hábitat para epifauna	19	16	18	11
Fijación del sustrato	1	16	20	
Velocidad/ profundidad	1	15	17	
Deposición de sedimentos	17	17	20	17
Alteraciones del canal	16	10	14	15
Frecuencia de rápidos	6	9		
Sinuosidad del canal			16	6
Estabilidad de las riberas	10	7	8	3
Protección vegetal	1	6	10	2
Ancho de la zona de vegetación riparia	2	5	9	2
Caracterización del sustrato de las pozas				17
Variabilidad de pozas				13
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	59	99	132	84
CALIFICACIÓN	regular	moderado	M. bueno	moderado

Tabla 12.3. Caracterización por el Índice de Hábitat Fluvial

Río	Riviera de Cala		Riviera de Huelva	
Estación	Real de la Jara	Después embalse de Los Molinos	Después embalse de La Minilla	Después embalse de El Gergal
Código	41601	41602	41604	41605
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	10	10	10
Frecuencia de rápidos	6	6	10	8
Composición del sustrato	12	4	9	5
Velocidad/profundidad	4	8	10	6
Porcentaje de sombra en el cauce	3	3	10	5
Elementos de heterogeneidad	0	0	6	7
Cobertura vegetación acuática	20	30	30	25
IHF (sobre 100)	55	71	85	66
CALIFICACION	moderado	bueno	M. bueno	moderado

Tabla 12.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos. (*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

CUENCA DEL RIVIERA DE HUELVA				
Río	Riviera de Cala		Riviera de Huelva	
Estación	Real de la Jara	Después embalse de Los Molinos	Después embalse de La Minilla	Después embalse de El Gergal
Código	41601	41602	41604	41605
Tipo de sustrato	roca natural	87,29*	58,41*	91,89*
	Obra civil			31,59
	Helófitos			23,04
	Limnófitos	81,34		
	Sedimento	15,68		31,59
CALIFICACION	mesotrófico	oligo-mesotrófico	meso-eutrófico	oligotrófico

Tabla 12.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas identificadas en las muestras tomadas para la determinación de índices bióticos de diatomeas.

ESTACIÓN	Riviera de Cala		Riviera de Huelva	
	Real Jara	Castilblanco	Minilla	Gergal
CÓDIGO	41601	41602	41604	41605
<i>Achnanthydium biasolettianum</i>	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Achnanthydium exiguum</i>	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0,47	16,98	49,94	6,56
<i>Amphora pediculus</i>	3,43	5,22	0,11	0,29
<i>Amphora veneta</i>	0,12	0,15	0,00	0,15
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,00	0,00	0,67	0,00
<i>Caloneis schumanniana</i>	0,00	0,15	0,00	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,12	0,29	0,11	0,00
<i>Cocconeis placentula</i>	5,44	4,06	4,02	0,87
<i>Cyclostephanos dubius</i>	0,00	4,06	0,00	0,15
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,36	0,15	0,00	0,00
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	0,00	3,80	0,00
<i>Cymatopleura elliptica</i>	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Cymatopleura solea</i>	0,12	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	0,12	2,45	2,46	2,75
<i>Cymbella hustedtii</i> f. <i>hustedtii</i>	1,42	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella leptoceros</i>	0,47	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella tumida</i>	0,12	0,15	2,45	2,46
<i>Diatoma vulgare</i>	0,12	0,73	0,00	0,00
<i>Diploneis ovalis</i>	0,24	0,15	0,11	0,00

<i>Encyonema caespitosum</i>	0,12	0,29	0,22	0,15
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	0,15	0,11	0,15
<i>Encyonema prostratum</i>	0,12	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,24	0,15	0,00	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,00	0,00	0,00	0,73
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Epithemia sorex</i>	0,12	0,15	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina var rumpens</i>	0,12	1,31	2,12	0,00
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,00	0,00	4,47	0,00
<i>Geissleria decussis</i>	0,00	0,15	0,00	0,00
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0,12	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,00	0,44	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	2,76	0,67	2,04
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,12	0,15	0,56	0,15
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,12	1,74	2,46	1,02
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,47	25,83	14,64	43,73
<i>Gomphonema truncatum</i>	0,59	0,15	0,45	0,00
<i>Grunowia tabellaria</i>	0,00	0,15	0,11	0,00
<i>Hantzschia amphyoaxis</i>	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Hippodonta capitata</i>	0,24	0,15	0,00	0,00
<i>Luticola goeppertiana</i>	0,12	0,15	0,00	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,00	0,15	0,11	0,00
<i>Navicula antonii</i>	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Navicula capitatoradiata</i>	1,07	1,16	0,34	0,00
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Navicula radiosa</i>	0,59	0,29	0,11	0,15
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,12	1,60	0,22	0,15
<i>Navicula striolata</i>	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	14,67	1,60	0,34	0,29
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,00	5,52	0,67	0,15
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,29	0,11	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	60,00	10,60	7,37	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,00	5,66	0,67	36,01
<i>Nitzschia paleacea</i>	0,00	1,74	0,00	0,00
<i>Planothidium lanceolatum</i>	2,84	2,61	0,56	6,27
<i>Reimeria sinuata</i>	0,24	0,15	0,11	0,15
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1,07	0,00	1,56	0,15
<i>Sellaphora pupula</i>	1,30	0,00	0,00	0,00
<i>Stausosira construens</i>	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Stausosira construens var binodis</i>	1,18	0,29	0,34	0,00
<i>Stausosirella pinnata</i>	1,54	0,00	1,23	0,00
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,15	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	2,45	2,46	2,75	2,28
nº especies	69	168	78	33
Diversidad	1,65	2,62	1,98	1,46
IBD	12,99	14,05	15,75	11,97
IPS	11,8	15,8	17,6	15,5
CEE	10,5	14,3	16,2	13,5

13. SUBCUENCA DEL GUADAMAR

Tabla 13.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GUADAMAR						
Río	Agrio	Guadamar				
Estación	después embalse	Ctra. Gerena-Aznalcóllar	El Guijo	Aznalcázar	Vado del Quema	Entremuros Vuelta de la Arena
Código	41804	Control 1	41805	41807	41810	41905
Largo del tramo	50	70	30	5	120	17,5
Ancho del tramo	50	6,7	40	30	18	2
Profundidad estimada (m)	>2	0,5	2	1	0,4	no medida
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	50	0	0	0
	corriente	100	0	70	100	0
	poza	0	50	30	0	100
Velocidad (m/s)	indetectable	1,05	0,76	0,55	0,84	indetectable
Temperatura °C	15,3	17,7	19,8	18,5	18,6	17
pH	7,1	8,2	7,6	7,7	7,8	8,2
Conductividad µS/cm	160	350	769	987	1136	1048
Oxígeno mg/l	6,25	3,7	2,8	2,07	1,93	7,45
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	20	0	0	0
	> 256 mm	80	0	0	0	0
	64-256 mm	0	40	90	0	100
	2-64 mm	0	20	0	0	0
	0,06-2 mm	20	20	0	0	0
	0,004-0,06 mm	0	0	10	100	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm	0	0	0	0	100
	Detritos (MOPC) *	0	0	0	10	0
	MOPF**	0	0	0	0	100

Tabla 13.2. Caracterización del hábitat por el Valor del Hábitat

CUENCA DEL GUADAMAR						
Río	Agrio	Guadamar				
Estación	después embalse	Ctra. Gerena-Aznalcóllar	El Guijo	Aznalcázar	Vado del Quema	Entremuros Vuelta de la Arena
Código	41804	Control 1	41805	41807	41810	41905
Disponibilidad de hábitat para epifauna	13	16	11	7	17	7
Fijación del sustrato		13				
Velocidad/ profundidad		15				
Deposición de sedimentos	10	15	0	5	16	1
Alteraciones del canal	19	20	10	10	14	8
Frecuencia de rápidos		18				
Sinuosidad del canal	7		6	7	14	17
Estabilidad de las riberas	7	7	6	5	5	8
Protección vegetal	2	8	6	5	2	9
Ancho de la zona de vegetación riparia	0	3	7	5	2	10
Caracterización del sustrato de las pozas	-		8	-	-	8
Variabilidad de pozas	-		14	-	-	4
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	58	115	28	44	70	72
CALIFICACIÓN	regular	bueno	malo	regular	regular	regular

Tabla 13.3. Características del hábitat según el Índice de Hábitat Fluvial

CUENCA DEL GUADAMAR						
Río	Agrio	Guadamar				
Estación	después embalse	Ctra. Gerena-Aznalcóllar	El Guijo	Aznalcázar	Vado del Quema	Entremuros Vuelta de la Arena
Código	41804	Control 1	41805	41807	41810	41905
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	3	10	0	0	10	0
Frecuencia de rápidos	4	10	2	4	4	4
Composición del sustrato	10	15	7	5	5	5
Velocidad/profundidad	4	8	4	4	4	4
Porcentaje de sombra en el cauce	3	7	3	3	3	3
Elementos de heterogeneidad	0	2	0	60	0	0
Cobertura vegetación acuática	20	20	22	20	20	15
IHF (sobre 100)	44	72	38	42	46	31
CALIFICACIÓN	regular	bueno	regular	regular	regular	regular

Tabla 13.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos. (*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

CUENCA DEL GUADAMAR						
Río	Agrio	Guadamar				
Estación	después embalse	Ctra. Gerena-Aznalcóllar	El Guijo	Aznalcázar	Vado del Quema	Entremuros Vuelta de la Arena
Código	41804	Control 1	41805	41807	41810	41905
Tipo de sustrato	roca natural	26,6*	53,74*	151,08*		396,33*
	Obra civil				290,04*	86,29*
	Helófitos		12,48			33
	Limnófitos					
	Sedimento		66,12			
CALIFICACIÓN	oligotrófico	oligo-mesotrófico	eutrófico	eutrófico	eutrófico	meso-eutrófico

Tabla 13.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas identificadas en las muestras tomadas para la determinación del índice biótico de diatomeas.

RÍO	Agrio	Guadamar				
ESTACIÓN	Después embalse	Gerena	Guijo	Aznalcázar	Quema	Vuelta de la arena
CÓDIGO	41804	C1	41805	41807	41810	41905
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	92,98	8,64	0,00	0,00	0,00	1,92
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	0,00	0,00	93,48	57,61	13,31	2,88
<i>Amphora coffeaeformis</i>	0,00	0,00	0,59	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	0,00	39,37	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Brachysira neoexilis</i>	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caloneis bacillum</i>	0,00	0,14	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Caloneis permagna</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Chaetoceros muelleri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,00	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula</i>	0,00	16,32	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,88
<i>Craticula halophila</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>Diatoma moniliformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,92
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,96
<i>Encyonopsis microcephala</i>	0,00	0,55	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,00	0,00	0,00	35,22	62,49	0,96
<i>Fallacia pygmaea</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina</i> var <i>rumpens</i>	1,65	0,00	0,08	0,10	5,14	0,00
<i>Fragilaria capucina</i> var <i>vaucheriae</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Geissleria decussis</i>	0,00	0,27	0,08	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,10	0,14	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,00	2,88	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,21	0,41	0,00	2,39	8,40	3,85
<i>G. parvulum</i> var <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	34,62
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,00	4,94	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grunowia tabellaria</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,88
<i>Hantzschia amphyois</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00
<i>Luticola mutica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Luticola paramutica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula erifuga</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Navicula margalithii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Navicula radiosa</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula recens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,10	1,65	0,08	3,58	4,05	0,00
<i>Navicula schroeterii</i>	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula trivialis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,88
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Neidium affine</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,08	0,96
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,00	2,06	0,00	0,00	0,08	0,00
<i>Nitzschia dissipata</i> var <i>dissipata</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,08	0,00
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,92
<i>Nitzschia frustulum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,81
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,00	14,13	0,00	0,00	0,70	0,00
<i>Nitzschia nana</i>	2,06	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,52	0,00	1,95	0,20	2,02	0,00
<i>Nitzschia sigma</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,35
<i>Pinnularia acuminata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Pinnularia appendiculata</i>	0,31	0,00	0,34	0,30	0,00	0,00
<i>Pinnularia gibba</i>	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pinnularia rupestris</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,00	5,76	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Reimeria sinuata</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhopalodia gibba</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Staurosirella pinnata</i>	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96
<i>Surirella angusta</i>	0,31	0,14	2,88	0,10	0,70	0,96
<i>Surirella brebissonii</i> var <i>kuetzingii</i>	0,00	0,00	0,08	0,10	2,41	0,96

<i>Surirella minuta</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Surirella tenera</i>	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,92
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,10	0,00	0,00	0,20	0,23	0,00
nº especies	47	139	120	32	33	35
Diversidad	0,42	1,97	0,34	0,97	1,34	2,63
IBD	17,69	11,20	6,72	8,55	11,19	9,26
IPS	19,2	14,4	10,2	9,2	7,7	11,4
CEE	17,3	14,1		7,8	6,7	6,9

14+15 ARROYOS DE LA ZONA DE DOÑANA

Tabla 14+15.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

ZONA DE DOÑANA			
Subcuenca		15	14
Río		Arroyo de la Rocina	Arroyo del Partido
Estación		Puente de la Canariega	Aldea de El Rocío
Código		41901	41902
Largo del tramo		15	20
Ancho del tramo		68	8
Profundidad estimada (m)		1,5	30
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	50
	corriente	100	50
	poza	0	0
Velocidad (m/s)		0,1	0,78
Temperatura °C		17,8	21,6
pH		7,3	8,1
Conductividad µS/cm		345	1090
Oxígeno mg/l		5,67	8,70
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0
	> 256 mm	1	0
	64-256 mm	0	0
	2-64 mm	0	0
	0,06-2 mm	0	99
	0,004-0,06 mm	0	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm	99	0
	Detritos (MOPC)*	0	0
	(MOPF)**	70	50

Tabla 14+15.2. Caracterización del hábitat por el Valor de Hábitat. (-) No hay pozas

ZONA DE DOÑANA		
Subcuenca	15	14
Río	Arroyo de la Rocina	Arroyo del Partido
Estación	Puente de la Canariega	Aldea de El Rocío
Código	41901	41902
Disponibilidad de hábitat para epifauna	14	2
Fijación del sustrato		
Velocidad/profundidad		
Deposición de sedimentos	1	0
Alteraciones del canal	13	13
Frecuencia de rápidos		
Sinuosidad del canal	20	19
Estabilidad de las riberas	9	0
Protección vegetal	9	1
Ancho de la zona de vegetación riparia	10	0
Caracterización del sustrato de las pozas	-	7
Variabilidad de pozas	-	6
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	75	48
CALIFICACIÓN	moderado	regular

Tabla 14+15.3. Caracterización del hábitat por el Valor de Hábitat. (-) No hay pozas

ZONA DE DOÑANA		
Subcuenca	15	14
Río	Arroyo de la Rocina	Arroyo del Partido
Estación	Puente de la Canariega	Aldea de El Rocío
Código	41901	41902
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	0	0
Frecuencia de rápidos	2	4
Composición del sustrato	7	7
Velocidad/profundidad	4	6
Porcentaje de sombra en el cauce	3	3
Elementos de heterogeneidad	0	0
Cobertura vegetación acuática	25	20
IHF (sobre 100)	41	40

CALIFICACIÓN	regular	regular
---------------------	----------------	----------------

Tabla 14+15.3. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos. (*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

ZONA DE DOÑANA		
Subcuenca	15	14
Río	Arroyo de la Rocina	Arroyo del Partido
Estación	Puente de la Canariega	Aldea de El Rocío
Código	41901	41902
Tipo de sustrato	roca natural	11.69*
	Obra civil	
	Helófitos	
	Limnófitos	
Sedimento		
Calificación	oligotrófico	eutrófico

Tabla 14+15.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Guadiel, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

Subcuenca	15	14
RÍO	La Rocina	El Partido
ESTACIÓN	La Canariega	El Rocío
CÓDIGO	41901	41902
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	1,28	0,00
<i>Amphipleura pellucida</i>	0,21	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	0,21	0,00
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,11
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,21	0,00
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,85	0,00
<i>Caloneis amphisbaena</i>	0,21	0,11
<i>Cocconeis placentula</i>	0,21	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,34
<i>Craticula cuspidata</i>	0,21	0,00
<i>Ctenophora pulchella</i>	0,21	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1,71	0,00
<i>Cymbella aspera</i>	0,64	0,00
<i>Diploneis pseudovalis</i>	0,21	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	1,71	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	6,08
<i>Epithemia adnata</i>	0,85	0,00
<i>Eunotia aff. veneris</i>	0,43	0,00
<i>Eunotia binularis</i>	2,35	0,00
<i>Fistulifera saprophila</i>	0,00	49,14
<i>Fragilaria capucina var rumpens</i>	3,21	0,00
<i>Frustulia vulgaris</i>	0,64	0,00
<i>Gomphonema acuminatum</i>	1,92	0,00
<i>Gomphonema clavatum</i>	0,43	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	6,84	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,43	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	11,32	0,11
<i>Gomphonema truncatum</i>	3,63	0,00
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0,21	0,00
<i>Hantzschia amphyoixis</i>	0,21	0,00
<i>Hippodonta hungarica</i>	0,43	0,00
<i>Luticola goeppertiana</i>	4,27	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,21	0,00
<i>Navicula aff. aquaedurae</i>	0,21	0,00
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,43	0,00

<i>Navicula cryptocephala</i>	2,35	0,11
<i>Navicula exilis</i>	0,00	10,33
<i>Navicula gregaria</i>	0,64	0,00
<i>Navicula recens</i>	0,21	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,43	0,00
<i>Navicula rostellata</i>	5,13	0,00
<i>Navicula schroeterii</i>	4,27	0,00
<i>Neidium ampliatum</i>	0,21	0,00
<i>Nitzschia alpina</i>	0,00	0,11
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,00	14,70
<i>Nitzschia filiformis</i>	8,33	0,00
<i>Nitzschia filiformis var. conferta</i>	12,61	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	0,43	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,21	13,66
<i>Nitzschia linearis</i>	0,21	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	4,27	4,82
<i>Nitzschia sigma</i>	0,64	0,00
<i>Nitzschia umbonata</i>	0,00	0,23
<i>Pinnularia brauniana</i>	4,70	0,00
<i>Pinnularia rupestris</i>	0,21	0,00
<i>Placoneis clementis</i>	1,50	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,43	0,00
<i>Rhopalodia gibba</i>	0,21	0,00
<i>Sellaphora pupula</i>	0,43	0,11
<i>Stauroneis acuta</i>	0,21	0,00
<i>Stauroneis anceps f. gracilis</i>	0,43	0,00
<i>Stauroneis phoenicenteron</i>	0,64	0,00
<i>Surirella angusta</i>	1,71	0,00
<i>Surirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,43	0,00
<i>Thalassiosira weissflogii</i>	0,21	0,00
<i>Tryblionella gracilis</i>	1,28	0,00
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,85	0,00
<i>Tryblionella levidensis</i>	0,85	0,00
nº especies	60	14
Diversidad	3,31	1,53
IBD	10,68	9,00
IPS	11,4	6
CEE	6,9	2.2

RÍOS CON UNA SOLA ESTACIÓN DE MUESTREO EN LA MARGEN DERECHA

Tabla 1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

RÍOS CON UNA SOLA ESTACIÓN DE MUESTREO						
MARGEN DERECHA						
Subcuenca	5.1	5.2	5.2	9	11	
Río	Martín Gonzalo	Arenosillo	Arenoso	Retortillo	Viar	
Estación	Después embalse Martín Gonzalo	Baños de Arenosillo	Manuelas	Después embalse Retortillo	Después embalse El Pintado (Cantillana)	
Código	40601	40612	40613	41301	41501	
Largo del tramo	20	40	40	100	60	
Ancho del tramo	0.5	11	11	5	30	
Profundidad estimada (m)	0.2	no medida	no medida	0.75	0.5	
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	20	20	5	0
	corriente	100	80	80	0	100
	poza	0	0	0	95	0
Velocidad (m/s)	indetectable	1.5		1.5	no medida	
Temperatura °C	21	28,7		28.7	23,9	
pH	7.9	9,1		9.1	8,2	
Conductividad µS/cm	229	183		183	257	
Oxígeno mg/l	5.05	8,15		8.15	7,30	
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre		5	5	0	0
	> 256 mm	0	0	0	10	0
	64-256 mm	040	65	65	79	100
	2-64 mm	60	15	15	10	0
	0,06-2 mm	0	13	13	1	0
	0,004-0,06 mm	0	2	2	0	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm	0	0	0	0	0
	Detritos (MOPC) *	0	0	0	0	0
	MOPF**	0	0	0	0	0

Tabla 2. Caracterización del hábitat por el valor del hábitat. (-) No hay pozas

RÍOS CON UNA SOLA ESTACIÓN DE MUESTREO					
MARGEN DERECHA					
Subcuenca	5.1	5.2	5.2	9	11
Río	Martín Gonzalo	Arenosillo	Arenoso	Retortillo	Viar
Estación	Después embalse Martín Gonzalo	Baños de Arenosillo	Manuelas	Después embalse Retortillo	Después embalse El Pintado (Cantillana)
Código	40601	40612	40613	41301	41501
Disponibilidad de hábitat para epifauna	10	19	16	18	10
Fijación del sustrato	19	11		16	
Velocidad/ profundidad	2	8		8	
Deposición de sedimentos	18	6	20	20	18
Alteraciones del canal	18	20	13	20	15
Frecuencia de rápidos	2	6		1	
Sinuosidad del canal			6		6
Estabilidad de las riberas	7	10	7.5	4	3
Protección vegetal	8	5.5	4	9	4
Ancho de la zona de vegetación riparia	6	5.5	9	6	3
Caracterización del sustrato de las pozas	-		-		-
Variabilidad de pozas	-		-		-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	90	91	75.5	101	59
CALIFICACIÓN	moderado	moderado	moderado	moderado	regular

Tabla 4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

RÍOS CON UNA SOLA ESTACIÓN DE MUESTREO					
MARGEN DERECHA					
Subcuenca	5.1	5.2	5.2	9	11
Río	Martín Gonzalo	Arenosillo	Arenoso	Retortillo	Viar
Estación	Después embalse Martín Gonzalo	Baños de Arenosillo	Manuelas	Después embalse Retortillo	Después embalse El Pintado (Cantillana)
Código	40601	40612	40613	41301	41501
Tipo de sustrato	roca natural	7,04*	24,7	61,6*	37,33*
	Obra civil				
	Helófitos				
	Limnófitos				
	Sedimento				
CALIFICACIÓN	oligotrófico	oligotrófico	oligo-mesotrófico	mesotrófico	oligo-mesotrófico

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

Tabla 5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de las cuencas de la margen izquierda del Guadalquivir, en las que sólo hay una estación de muestreo, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

SUBCUENCAS	11	9	5.1	5.2	5.2
RÍO	Viar	Retortillo	Arroyo de Martín Gonzalo	Arenosillo	Arenoso
ESTACIÓN	Cantillana	Retortillo	E. de Martín Gonzalo	Baños de Arenosillo	Manuelas
CÓDIGO	41501-M	41301	40601	40612	40613
<i>Achnanthydium affine</i>	0,00	0,00	0,00	0,68	0,00
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	6,85	0,00	0,23	0,39
<i>Achnanthydium jackii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,59
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0,00	13,92	9,20	0,46	0,98
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	20,80	8,99	10,85	0,00	1,95
<i>Amphora inariensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
<i>Amphora libyca</i>	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	7,48	2,14	0,47	1,37	0,98
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,00	0,00	0,23	0,20
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caloneis bacillum</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,18	6,42	0,00	0,46	0,20
<i>Cocconeis placentula</i>	9,31	0,00	0,00	76,48	31,25
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,00	4,28	2,83	5,02	3,71
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Craticula cuspidata</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella distinguenda var. mesoleia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,20
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	0,21	0,24	0,00	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	2,92	0,21	0,00	0,23	0,20
<i>Cymbella hustedtii f. hustedtii</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella leptoceros</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00

<i>Diatoma vulgare</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Diploneis oblongella</i>	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
<i>Diploneis ovalis</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema auerswaldii</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	0,86	0,71	0,00	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,00	0,00	0,94	0,00	0,00
<i>Encyonopsis minuta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,00	0,00	1,18	0,68	1,17
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	4,69
<i>Eucocconeis flexella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina var rumpens</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina var vaucheriae</i>	0,00	1,50	0,94	0,00	0,20
<i>Frustulia vulgaris</i>	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00
<i>Gomphonema angustatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema angustum</i>	0,00	0,00	1,42	0,68	0,00
<i>Gomphonema clavatum</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema exilissimum</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,18	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema micropus</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,18	12,21	0,00	0,23	9,57
<i>Gomphonema minutum f. syriacum</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema occultum</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,18	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	2,19	1,93	5,19	0,46	0,00
<i>Gomphonema pumilum</i>	38,14	21,84	0,94	0,68	4,88
<i>Gomphonema subclavatum</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Gomphonema truncatum</i>	0,00	0,21	0,00	0,23	0,00
<i>Gomphosphenia grovei</i>	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grunowia solgensis</i>	0,00	0,21	0,24	0,00	0,00
<i>Grunowia tabellaria</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Hantzschia amphyxos</i>	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00
<i>Hippodonta capitata</i>	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
<i>Hippodonta hungarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
<i>Lemnicola hungarica</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Luticola goeppertiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mayamaea atomus var. permitis</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,18	0,21	0,94	0,00	0,00
<i>Navicula antonii</i>	0,18	0,21	2,36	0,46	0,20
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,18	1,28	0,71	0,00	0,20
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,00	0,00	8,25	0,00	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,18	5,35	6,13	0,00	1,17
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,00	0,47	0,00	0,20
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula radiosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,46	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,00	0,21	0,24	0,00	0,39
<i>Navicula rostellata</i>	0,00	0,00	1,89	0,91	0,59
<i>Navicula schroeterii</i>	0,00	0,00	4,72	0,00	0,20
<i>Navicula tripunctata</i>	0,00	1,93	0,00	0,00	0,20
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,00	1,65	0,23	0,00
<i>Navicula vilaplani</i>	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00

<i>Nitzschia amphibia</i>	0,18	0,21	4,25	0,00	0,39
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	0,20
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	0,91	1,07	0,94	1,83	4,69
<i>Nitzschia inconspicua</i>	8,03	2,78	5,90	0,46	18,75
<i>Nitzschia lacuum</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis</i>	0,00	0,00	2,36	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis var. subtilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	0,21	2,36	0,00	0,20
<i>Nitzschia recta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
<i>Pinnularia microstauron</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pinnularia subcapitata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,00	0,43	13,44	2,51	0,78
<i>Planothidium lanceolatum</i>	2,19	0,00	0,94	0,23	0,20
<i>Reimeria sinuata</i>	0,00	0,21	0,00	0,00	7,03
<i>Reimeria uniseriata</i>	4,01	1,50	0,00	0,23	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,18	0,21	0,00	1,60	0,78
<i>Sellaphora bacillum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
<i>Sellaphora pupula</i>	0,18	0,00	0,47	0,00	0,20
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,00	0,00	0,47	0,68	0,00
<i>Stauroneis agrestis</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Stauroneis anceps f. gracilis</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Stauroneis smithii</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Staurosira construens var binodis</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,78
<i>Staurosira construens f. venter</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
<i>Surirella angusta</i>	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00
<i>Surirella ovalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria acus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,36	0,21	0,94	1,37	0,78
nº especies	31	40	51	31	41
Diversidad	2	2,66	3,16	1,23	2,42
IBD	12,2	13,3	13,0	13,2	12,3
IPS	15,5	15,6	11,8	13,3	12,6
CEE	15,1	15,8	10,5	13,4	13,1

17. SUBCUENCA DEL GUADIANA MENOR

Tabla 17.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GUADIANA MENOR								
Río	Bopurria	Huéscar	Verde	Baza	Castril	Guadalentin	Gor	Guadiana Menor
Estación	P.N. Sierra de Baza	Las Santas	Jerez del Mar.	Jabalcon	Cortes de Baza	Canal	Gorafe	Pósito
Código	Control-13	Control-17	Control-19	20201	20301	20401	20603	20802
Largo del tramo	20	30	100	10	25	10	100	70
Ancho del tramo	0.5	1.5	1.5	2	10	2.5	2	20
Profundidad estimada (m)	0.2	0.20	0.2	0.2	0.3	0.5	0.10	
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	50	50	0	50	0	50
	corriente	100	50	40	0	50	100	50
	poza	0	0	10	100	0	0	0
Velocidad (m/s)	n.med.	0.2	0.2	0	0.8	0.72	0.16	0.83
Temperatura °C	21.7	19.5	14.7	33.3	15.6	11.5	19.1	18
pH	8.29	8.2	7.6	7.92	8.10	8.11	8.5	8.27
Conductividad µS/cm	408	345	82	8260	437	2480	914	1280
Oxígeno mg/l	7.48	8.3	8.87	16.61	8.87	10.72	9.52	
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	10	0	0	0	0
	> 256 mm	0	0	30	0	0	0	0
	64-256 mm	90	80	30	0	50	0	20
	2-64 mm	0	0	0	0	0	0	50
	0,06-2 mm	0	0	30	0	0	0	20
	0,004-0,06 mm	0	0	0	0	0	0	0
< 0,004 mm	10	20	0	100	50	100	10	
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	Detritos (MOPC)*	10	20	50	1	20	0	3
	(MOPF)**	0	0	0	100	80	80	0

Tabla 17.2. Caracterización del hábitat por el Valor de Hábitat. (-) significa que no hay pozas

CUENCA DEL GUADIANA MENOR								
Río	Bopurria	Huéscar	Verde	Baza	Castril	Guadalentin	Gor	Guadiana Menor
Estación	P.N. Sierra de Baza	Las Santas	Jerez del Marquedado	Jabalcón	Cortes de Baza	Canal	Gorafe	Pósito
Código	Control-13	Control-17	Control-19	20201	20301	20401	20603	20802
Disponibilidad de hábitat para epifauna	12	12	18	1	13	1	12	5
Fijación del sustrato	20	18	20					
Velocidad/profundidad	5	8	10			5		
Deposición de sedimentos	15	13	15	5	6	3	15	1
Alteraciones del canal	20	20	20	15	15	0	20	19
Frecuencia de rápidos	15	16	17					
Sinuosidad del canal				6	7	0	6	6
Estabilidad de las riberas	10	2	10	8	6	0	3	1
Protección vegetal	8	5	10	9	6	0	2	4
Ancho de la zona de vegetación riparia	6	1	10	9	5	0	1	3
Caracterización del sustrato de las pozas				11	8	-	-	-
Variabilidad de pozas				5	6	-	-	-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	111	95	130	69	72	9	59	39
CALIFICACIÓN	bueno	moderado	M. Bueno	regular	regular	malo	regular	regular

Tabla 17.3. Caracterización del hábitat por el Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

CUENCA DEL GUADIANA MENOR								
Río	Bopurria	Huéscar	Verde	Baza	Castril	Guada- lentin	Gor	Guadiana Menor
Estación	P.N. Sierra de Baza	Las Santas	Jerez del Marquesado	Jabalcon	Cortes de Baza	Canal	Gorafe	Pósito
Código	Control-13	Control-17	Control-19	20201	20301	20401	20603	20802
Inclusión de rápidos/ sedimentación en pozas	10	10	10	5	5	0	10	0
Frecuencia de rápidos	4	10	10	2	10	4	4	10
Composición del sustrato	10	10	17	5	10	5	12	5
Velocidad/profundidad	4	6	6	4	6	4	4	6
% de sombra en el cauce	10	10	10	10	10	3	10	3
Elementos de heterogeneidad	6	8	10	4	6	0	4	4
Cobertura vegetación acuática	20	10	20	25	20	0	15	15
IHF (sobre 100)	64	64	83	55	67	16	60	43
CALIFICACIÓN	moderado	moderado	bueno	moderado	moderado	malo	moderado	regular

Tabla 17.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos. (*)Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico. (**) no había sustratos adecuados para índice biótico, se colocaron sustratos artificiales

CUENCA DEL GUADIANA MENOR								
Río	Bopurria	Huéscar	Verde	Baza	Castril	Guada- lentin	Gor	Guadiana Menor
Estación	P.N. Sierra de Baza	Las Santas	Jerez del Marquesado	Jabalcon*	Cortes de Baza	Canal**	Gorafe	Pósito
Código	Control-13	Control-17	Control-19	20201	20301	20401	20603	20802
Tipo de sustrato	roca natural	13.63*	5.04*	12.63		80.95*	14.12	
	Obra civil							
	Helófitos				55.91*			22.82
	Limnófitos							
	Sedimento							
	Sustrato artificial					8.20*		
CALIFICACIÓN	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Meso- eutrófico	Indeter.	oligotrófico	Indeter.

Tabla 17.5 Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Guadiel, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

	Bodurria	Huéscar	Río Verde	Baza	Castril	Guadaletín	Gor	Guadia- Menor
CALIFICACIÓN	En Baza	Las Santas	Jerez del Marquesado	Jabalcón	Cortes de Baza	Canal	Gorafe	Posito
CÓDIGO	C-13	C-17	C-19	20201	20301	20401	20603	20802
<i>Amphithidium affine</i>	1,21	0,00	3,60	0,00	0,19	4,11	0,49	2,38
<i>Amphithidium minutissimum</i>	11,52	35,22	5,76	2,87	0,96	40,31	0,97	35,50
<i>Amphithidium saprophilum</i>	0,30	1,19	6,76	0,07	1,93	13,31	8,25	0,22
<i>Amphithidium subatomus</i>	0,00	0,00	1,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphipleura pellucida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>Amphora coffeaeformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora libyca</i>	0,00	0,00	0,14	0,07	0,00	0,00	0,97	0,00
<i>Amphora montana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,46	0,00
<i>Amphora ovalis</i>	2,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	2,12	2,09	2,73	0,00	6,74	0,00	16,99	3,90
<i>Amphora subholsatica</i>	0,00	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amastus pseudotusculus</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amillaria paradoxa</i>	0,00	0,30	0,00	6,25	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphioxys amphibaena</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphioxys bacillum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,97	0,00
<i>Amphioxys schumanniana</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphioxys silicula</i>	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>maepinnularia evanida</i>	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>coneis pediculus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	6,94	0,00	0,00	4,11
<i>coneis placentula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43
<i>coneis placentula var. euglypta</i>	2,73	0,00	0,43	0,00	3,66	0,20	1,46	0,65
<i>coneis placentula var. lineata</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,98
<i>ticula buderi</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>nophora pulchella</i>	0,00	0,00	0,00	3,95	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>lotella cyclopuncta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,52	0,00	0,00
<i>lotella meneghiniana</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>lotella tripartita</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,08
<i>mbella affinis</i>	0,00	0,30	0,14	0,00	2,70	0,00	13,11	0,00
<i>mbella amphicephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,54	0,00	0,97	0,00
<i>mbella aspera</i>	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>mbella cymbiformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>mbella delicatula</i>	0,00	1,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,49	0,00
<i>mbella helvetica</i>	0,00	0,60	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00
<i>ticula kuetzingii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>ticula tenuis</i>	0,00	6,87	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00
<i>lesmis contenta</i>	0,00	0,00	0,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>lesmis gallica var perpusilla</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>oma ehrenbergii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,02	0,00	0,00
<i>oma moniliformis</i>	0,00	1,19	0,86	0,00	1,16	12,33	0,49	0,22
<i>oneis oblongella</i>	0,00	0,90	0,00	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>oneis ovalis</i>	0,30	0,00	0,14	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>yonema caespitosum</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>yonema minutum</i>	0,00	0,00	7,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>yonema silesiacum</i>	0,00	0,00	1,15	0,00	2,12	0,78	0,00	0,00
<i>yonopsis cesatii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>yonopsis microcephala</i>	4,85	13,13	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	5,19
<i>yonopsis minuta</i>	10,30	5,67	0,00	0,00	0,96	7,24	5,34	0,00
<i>omoneis alata</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>mna minima</i>	1,82	0,00	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>mna subminuscula</i>	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00	0,49	0,00
<i>hemia adnata</i>	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>hemia argus var alpestris</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>hemia sores</i>	30,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>hemia turgida</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>hemia turgida var westermanii</i>	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>acia helensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>acia pygmaea</i>	0,00	0,30	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>ulifera saprophila</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>gilaria capucina var perminuta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,20	0,00	0,00
<i>gilaria capucina var vaucheriae</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,59	0,00	0,00
<i>gilaria danica</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>gilaria famelica</i>	0,00	0,00	0,00	8,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>gilaria gracilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,54	0,00	0,22
<i>gilaria parasitica var parasitica</i>	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>stulia vulgaris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,97	0,00
<i>nphonema angustatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>nphonema angustum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00
<i>nphonema clavatum</i>	0,00	0,00	1,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>nphonema dichotomun</i>	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>nphonema gracile</i>	0,00	0,00	5,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>nphonema lateripunctatum</i>	0,00	12,84	0,00	0,00	0,00	0,00	14,08	0,00
<i>nphonema minutum</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,96	0,00	0,00	0,00
<i>nphonema olivaceum</i>	1,82	0,00	0,00	0,93	0,00	0,00	1,46	6,93
<i>nphonema olivaceum var olivaceolacumm</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>nphonema parvulum</i>	0,61	0,90	5,18	0,00	0,58	0,00	2,43	0,00

<i>Amphionema pumilum</i>	1,52	11,94	17,70	0,00	0,96	0,00	8,74	0,87
<i>Arnowia solgensis</i>	1,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Asigma attenuatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	0,00	0,00	0,00
<i>Asigma nodiferum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Atzschia amphyoxis</i>	0,00	0,60	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Alea spicula</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Podonta hungarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Panicola hungarica</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Panicola mutica</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Panicola paramutica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,46	0,00
<i>Paramaea lacunolaciniata</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,58	0,00	0,00	0,00
<i>Pedion circulare</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picella pusilla</i>	0,00	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picula antonii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00
<i>Picula capitatoradiata</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	2,12	0,20	0,00	0,00
<i>Picula cari</i>	0,30	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	1,08
<i>Picula catalanogermanica</i>	0,00	0,00	2,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picula cryptotenella</i>	0,00	0,30	0,00	0,00	16,57	1,96	0,49	3,46
<i>Picula cryptotenelloides</i>	0,00	0,30	0,00	0,00	13,68	0,00	0,00	0,00
<i>Picula digitoradiata</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picula gregaria</i>	0,61	0,00	1,01	0,07	0,00	0,00	0,00	5,41
<i>Picula kotschyi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,49	0,00
<i>Picula lanceolata</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	3,68
<i>Picula microdigitoradiata</i>	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picula oblonga</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picula radiosa</i>	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picula reichardtiana</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	5,78	0,39	0,97	1,08
<i>Picula reichardtianavar crassa</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picula tridentula</i>	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picula tripunctata</i>	1,82	0,00	0,43	0,00	19,65	0,00	0,97	0,87
<i>Picula veneta</i>	0,61	0,00	0,00	0,72	0,39	0,00	1,46	0,65
<i>Pischia amphibia</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,94	0,00
<i>Pischia angustatula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,35	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia bacillum</i>	1,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia capitellata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,73
<i>Pischia commutata</i>	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia desertorum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Pischia dissipata var dissipata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,73	0,20	0,00	1,08
<i>Pischia dubia</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia fonticola</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia frustulum</i>	2,73	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	7,14
<i>Pischia hantzschiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia inconspicua</i>	0,00	0,30	0,00	0,22	0,58	0,20	6,31	0,65
<i>Pischia lacuum</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,19	0,59	1,94	0,00
<i>Pischia linearis</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia linearis var. tenuis</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia microcephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia obtusa var obtusa</i>	0,00	0,00	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia palea</i>	0,61	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43
<i>Pischia paleacea</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia pumila</i>	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia recta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,22
<i>Pischia semirobusta</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pischia sociabilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	1,37	0,00	0,65
<i>Pulularia appendiculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,46	0,00
<i>Pulularia borealis var rectangularis</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Puroneis placentula</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Roethidium frequentissimum</i>	1,21	0,60	9,50	0,00	0,00	0,00	1,46	0,00

<i>Amphothidium lanceolatum</i>	0,00	0,30	14,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aulosira laevis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,52
<i>Amphothidium curtissimum</i>	0,00	0,00	1,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Audouletosira brevistriata</i>	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphimeria sinuata</i>	0,30	0,00	4,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphicosphenia abbreviata</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,00	0,49	1,52
<i>Amphipalodia brebissonii</i>	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphipalodia gibba</i>	3,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphithidium pusillum</i>	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphiphora bacillum</i>	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphiphora seminulum</i>	1,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43
<i>Amphironeis acuta</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphironeis smithii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Amphirella angusta</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Amphirella ovalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43
<i>Amphirellaria fasciculata</i>	0,30	0,00	0,00	70,71	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphirellaria weissflogii</i>	0,00	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphirellionella apiculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,96	0,00	0,00	0,43
<i>Amphirellionella angustata</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,00
<i>Amphirellionella hungarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphirellaria biceps</i>	0,00	0,30	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphirellaria delicatissima var angustissima</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,17	0,00	0,00
<i>Amphirellaria ulna</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,19	0,00	0,49	0,00
species	57	38	52	54	58	32	47	43
diversidad	2,86	2,18	2,83	1,31	2,76	2,04	2,79	2,62
	12,67	15,50	13,66	5,13	12,58	15,12	12,58	14,66
	15	18,3	15,7	6,6	15,2	16,5	16	14,6
E	14,9	17,7	15,6	10,9	15,4	16,6	14,1	15,3

21. CUENCA DEL GUADALBULLÓN

Tabla 21.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GUADALBULLÓN					
Río	Frío		Guadalbullón		
Estación	Puente de la Jontoya		La Cerradura	Puente Tabla	Menjíbar
Código	10702		10703	10704	10705
Largo del tramo (m)	7		50	10	10705
Ancho del tramo (m)	5		15	6	6
Profundidad estimada (m)	0.25		0.5	0.3	4
Proporción en el tramo (%)	rápidos	60	10	80	0.40
	corriente	38	90	10	0
	poza	2	0	10	100
Velocidad (m/s)			0.77		0
Temperatura °C	18.3		17.5	18.8	20.4
pH	8.18		8.41	7.87	8.10
Conductividad µS/cm	693		1846	2190	2320
Oxígeno mg/l	5.97		7.94	9.68	7.99
Componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0	0
	> 256 mm	0	0	5	0
	64-256 mm	20	15	80	70
	2-64 mm	30	85	0	15
	0,06-2 mm	30	0	0	15
	0,004-0,06 mm	20	0	15	0
Componentes orgánicos del sustrato	< 0,004 mm	0	0	0	0
	(%) Detritos (MOPG)*	1	1	10	15
	(%) MOPF**	30	1	90	0

Tabla 21.2. Caracterización del hábitat

CUENCA DEL GUADALBULLÓN					
Río	Frío		Guadalbullón		
Estación	Puente de la Jontoya		La Cerradura	Puente Tabla	Menjíbar
Código	10702		10703	10704	10705
Disponibilidad de hábitat para epifauna	11		15	10	11
Fijación del sustrato			18		
Velocidad/profundidad			10		
Deposición de sedimentos	0		12	2	15
Alteraciones del canal	18		20	20	14
Frecuencia de rápidos			10		
Sinuosidad del canal	5			10	6
Estabilidad de las riberas	2		8	2	1
Protección vegetal	10		8	2	9
Ancho de la zona de vegetación riparia	9		5	5	5
Caracterización del sustrato de las pozas	-			7	-
Variabilidad de pozas	-			5	-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	55		106	63	61
CALIFICACIÓN	regular		bueno	regular	regular

(-) No hay pozas ni rápidos

Tabla 21.3. Caracterización por el Índice de Hábitat Fuvial (IHF)

CUENCA DEL GUADALBULLÓN					
Río	Frío		Guadalbullón		
Estación	Puente de la Jontoya		La Cerradura	Puente Tabla	Menjíbar
Código	10702		10703	10704	10705
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	5		10	0	0
Frecuencia de rápidos	10		10	10	10
Composición del sustrato	15		17	14	10
Velocidad/profundidad	6		6	8	4
Porcentaje de sombra en el cauce	7		5	10	10
Elementos de heterogeneidad	4		2	4	6
Cobertura vegetación acuática	5		20	15	15
IHF (sobre 100)	52		70	61	55
CALIFICACIÓN	moderado		bueno	moderado	moderado

Tabla 21.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos. (*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

CUENCA DEL GUADALBULLÓN					
Río		Frío	Guadalbullón		
Estación		Puente de la Jontoya	La Cerradura	Puente Tabla	Menjíbar
Código		10702	10703	10704	10705
Tipo de sustrato	roca natural	430.41*	140.32*	269.78*	112.42
	Obra civil				
	Helófitos				
	Limnófitos				
	Sedimento				
CALIFICACIÓN		Hipereutrófico	eutrófico	eutrófico	eutrófico

Tabla 21.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Guadalbullón, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

RÍO	Río Frío	Guadalbullón		
ESTACIÓN	Puente de la Jontoya	La Cerradura	En Puente Tabla	Mengíbar
CÓDIGO	10702	10703	10704	10705
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,55	0,00	0,00	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0,55	0,37	0,00	0,00
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	3,42	0,19	0,19	0,00
<i>Amphora inariensis</i>	2,05	0,37	0,00	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	17,12	23,61	1,54	0,00
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,19	0,00	0,18
<i>Caloneis amphisbaena</i>	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,55	0,19	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula</i>	0,14	0,00	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,68	0,56	0,00	0,05
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,00	0,19	0,19	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,96	5,58	0,39	0,00
<i>Diatoma vulgare</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Eolimna minima</i>	1,10	0,00	0,00	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	8,36	0,74	4,44	14,25
<i>Fistulifera saprophila</i>	10,96	0,19	33,78	78,40
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Gomphonema angustatum</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	0,93	0,00	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	1,78	3,90	1,54	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	2,05	0,00	0,19	1,87
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,14	0,19	0,00	0,00
<i>Gyrosigma nodiferum</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Mayamaea lacunolaciniata</i>	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,14	0,00	0,00	0,05
<i>Navicula cryptotenella</i>	7,40	7,43	14,09	0,00
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	3,84	5,39	0,00	0,00
<i>Navicula erifuga</i>	0,14	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula gregaria</i>	0,14	4,65	5,21	0,00
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	12,45	3,28	0,05
<i>Navicula reichardtiana</i>	1,23	0,56	0,00	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	1,64	12,45	1,54	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,00	0,00	0,46
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,14	0,00	0,19	0,05
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,27	0,19	0,00	1,51

<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	12,33	12,08	14,09	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	17,40	0,56	0,00	0,00
<i>Nitzschia frustulum</i>	0,14	0,00	0,00	1,46
<i>Nitzschia inconspicua</i>	3,15	2,04	18,53	0,18
<i>Nitzschia linearis</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	1,12	0,19	1,05
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,96	0,19	0,00	0,05
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,41	2,04	0,39	0,00
<i>Surirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,14	0,00	0,00	0,05
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,14	0,00	0,19	0,14
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Ulnaria acus</i>	0,00	0,37	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,00	0,19	0,00	0,00
nº especies	32	35	18	21
Diversidad	2,59	2,51	1,94	0,81
IBD	12,45	11,99	11,56	6,54
IPS	13,6	15,4	12,2	5,5
CEE	12,6	13,9	12	4,4

23. SUB-CUENCA DEL GUADAJÓZ

Tabla 23.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GUADAJÓZ					
Río	Víboras	San Juan	Guadajoz		
Estación	Alcaudete	Castillo de Locubin	Albendin	Castro del Río	Valchillón
Código	50501	50600	50701	50704	50708
Largo del tramo (m)	70	110	5	10	10
Ancho del tramo (m)	3	0.5	10	10	2.5
Profundidad estimada (m)	0.4	0.1	1	1	0.5
Proporción en el tramo (%)	rápidos	50	0	100	50
	corriente	40	100	0	100
	poza	10	0		0
Velocidad (m/s)	0.3	no medida	0		
Temperatura °C	26.5	21.5	11.6	15.5	19.8
pH	7.42	7.87	7.89	8.22	8.07
Conductividad µS/cm	1487	1621	2440	2450	2310
Oxígeno mg/l	8.60	8.12	11.85	1085	8.01
Componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0	0
	> 256 mm	10	10	20	0
	64-256 mm	50	30	70	10
	2-64 mm	0	30	0	10
	0,06-2 mm	0	30	0	0
	0,004-0,06 mm	40	0	10	0
Componentes orgánicos del sustrato	< 0,004 mm	0	0	0	0
	(%) Detritos (MOPG)*	5	10	5	1
	(%) MOPF**	0	0	0	0

Tabla 23.2. Caracterización del hábitat. (-) No hay pozas ni rápidos

CUENCA DEL GUADAJÓZ					
Río	Víboras	San Juan	Guadajoz		
Estación	Alcaudete	Castillo de Locubin	Albendin	Castro del Río	Valchillón
Código	50501	50600	50701	50704	50708
Disponibilidad de hábitat para epifauna	8	11	11	3	10
Fijación del sustrato		14	15		
Velocidad/profundidad		5	8		8
Deposición de sedimentos	12	11	15	4	8
Alteraciones del canal	15	15	15	15	15
Frecuencia de rápidos		5			10
Sinuosidad del canal	6		16	6	10
Estabilidad de las riberas	2	3	0	2	7.5
Protección vegetal	1	3	0.5	1	8
Ancho de la zona de vegetación riparia	1	2	1	1	10
Caracterización del sustrato de las pozas	7		-	-	-
Variabilidad de pozas	3		-	-	-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	55	69	81.5	32	86.5
CALIFICACIÓN	regular	regular	moderado	malo	moderado

Tabla 23.3. Caracterización por el Índice de Hábitat Fuvial (IHF)

CUENCA DEL GUADAJÓZ					
Río	Víboras	San Juan	Guadajoz		
Estación	Alcaudete	Castillo de Locubin	Albendin	Castro del Río	Valchillón
Código	50501	50600	50701	50704	50708
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	10	10	0	5
Frecuencia de rápidos	10	4	10	4	10
Composición del sustrato	12	12	14	11	12
Velocidad/profundidad	6	4	4	4	6
Porcentaje de sombra en el cauce	3	7	3	3	3
Elementos de heterogeneidad	2	4	2	6	8
Cobertura vegetación acuática	10	10	15	15	15
IHF (sobre 100)	53	51	58	43	59
CALIFICACIÓN	moderado	moderado	moderado	regular	moderado

Tabla 23.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL GUADAJÓZ					
Río	Víboras	San Juan	Guadajoz		
Estación	Alcaudete	Castillo de Locubin	Albendin	Castro del Río	Valchillón
Código	50501	50600	50701	50704	50708
Tipo de sustrato	roca natural	59.01*	136.48*	129.28*	
	Obra civil				
	Helófitos				
	Limnófitos				
	Sedimento				
	Sustrato artificial			4.1*	101.20*
CALIFICACIÓN	mesotrófico	eutrófico	eutrófico	indeterminada	eutrófico

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

Tabla 23.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Guadajoz, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

RÍO	Víboras	San Juan	Guadajoz		
ESTACIÓN	Alcaudete	Castillo de Locubín	Albedín	Castro del Río	Valchillón
CÓDIGO	50501	50600	50701	50704	50708
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	4,71	0,00	0,00	0,37	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	1,67	9,59	25,57	6,72	12,72
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	16,26	16,55	3,50	14,18	17,15
<i>Amphora pediculus</i>	1,06	13,67	0,00	15,30	0,19
<i>Amphora subholsatica</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00
<i>Caloneis amphisbaena</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caloneis bacillum</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,61	0,72	0,00	0,00	0,19
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	5,02	0,00	0,00	29,85	0,19
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,00	0,00	0,18	4,48	0,00
<i>Craticula buderi</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenophora pulchella</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,39
<i>Cymatopleura elliptica</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymatopleura solea</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	2,74	1,44	0,53	1,12	0,58
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,15	0,00	61,30	0,00	46,63
<i>Diploneis oblongella</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Diploneis ovalis</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema prostratum</i>	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,91	0,24	0,53	1,12	0,39
<i>Encyonopsis microcephala</i>	0,15	0,00	0,35	0,00	0,00

<i>Encyonopsis minuta</i>	17,17	0,00	0,00	0,00	0,39
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,15	0,00	0,00	4,10	0,00
<i>Fallacia pygmaea</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fallacia subhamulata</i>	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00
<i>Gomphonema clavatum</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,15	0,00	6,30	3,36	12,72
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,39
<i>Gomphonema pumilum</i>	1,06	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gyrosigma nodiferum</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hippodonta capitata</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Kolbesia suchlandtii</i>	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00
<i>Luticola mutica</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	1,37	9,35	0,18	0,00	0,00
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	12,77	0,00	0,00	0,00	0,77
<i>Navicula gregaria</i>	2,74	0,00	0,18	2,61	0,00
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	0,00	0,00	1,12	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,00	0,00	0,00	1,12	0,00
<i>Navicula rostellata</i>	2,58	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula schroeterii</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	2,13	10,07	0,00	0,37	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00
<i>Nitzschia acidoclinata</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,15	1,68	0,00	0,00	0,19
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,00	0,00	0,00	1,12	0,00
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	3,95	0,72	0,88	1,49	0,19
<i>Nitzschia fonticola</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia frustulum</i>	0,91	12,95	0,00	1,49	0,00
<i>Nitzschia frustulum var. bulnheimiana</i>	0,00	0,48	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	3,04	0,24	0,00	1,12	0,00
<i>Nitzschia microcephala</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,76	0,96	0,00	0,75	0,00
<i>Nitzschia recta</i>	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia sociabilis</i>	2,28	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pinnularia appendiculata</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,15	1,20	0,00	0,37	0,00
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,00	0,48	0,00	0,00	0,00
<i>Psammothidium subatomoides</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	10,18	16,31	0,35	5,97	6,74
<i>Stauroneis smithii</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Suirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Suirella ovalis</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Tabularia fasciculata</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,30	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria biceps</i>	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00
nº especies	49	31	13	25	17
Diversidad	2,83	2,39	1,12	2,38	1,59
IBD	11,22	10,69	15,40	11,85	10,80
IPS	13,10	13,50	16,10	13,00	15,30
CEE	12,60	13,40	14,70	13,70	12,80

24. SUB-CUENCA DEL GENIL

Tabla 24.1a. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GENIL (AFLUENTES)							
Río	Aguas Blancas		Darro	Monachil	Grande	Cacín	Blanco (Rubio)
Estación	Después E. Quentar		Huotor Santillán	Monachil	Farnes	Cacín	El Saucejo
Código	30102		30103	30104	C-26	30403	51202
Largo del tramo	20		30	20	30	10	30
Ancho del tramo	1		1	4	2	3	1
Profundidad estimada (m)	0.10		0.5	0.06	no medida	1	0,20
Proporción en el tramo (%)	rápidos	50	70	90	0	100	0
	corriente	50	30	10	95	0	100
	poza	0	0	0	5	0	0
Velocidad (m/s)	0.07		0.4	0.66	0.25	1	0.59
Temperatura °C	14.2		15.4	17.4	19.7	9.8	16,5
pH	8.08		7.83	8.42	8.04	8.30	8,3
Conductividad µS/cm	502		430	426	783	560	1294
Oxígeno mg/l	/8.34		8.57	9.28	5.6	12.57	9,68
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0	0	0	0
	> 256 mm	10	0	5	0	0	0
	64-256 mm	10	20	80	20	95	10
	2-64 mm	0	0	10	0	0	0
	0,06-2 mm	0	0	5	0	0	90
	0,004-0,06 mm	80	0	0	80	5	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato(%)	< 0,004 mm	0	80	0	0	0	0
	Detritos (MOPC)*	20	30	0	0	0	5
	MOPF**	0	0	0	100	0	95

Tabla 24.1b. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GENIL (CAUCE PRINCIPAL)							
Río	Genil						
Estación	Pinos Genil	Granada	Loja	Puente Genil	El Judío		
Código	30101	30201	30502	51004	51204		
Año de muestreo					2004	2005	
Largo del tramo	50	15	10	10	4	4	
Ancho del tramo	5.2	3	15	20	20	25	
Profundidad estimada (m)	0.5	0.15	0.5	2	>5	>5	
Proporción en el tramo (%)	rápidos	100	5	100	0	0	0
	corriente	0	90	0	100	100	100
	poza	0	5	0	0	0	0
Velocidad (m/s)	1	0.25		1	1	1.1	
Temperatura °C	10.4	19.9	20.1	16.9	20.7	18	
pH	8.21	7.85	7.91	8.16	8.6	7.92	
Conductividad µS/cm	149	1276	2070	1084	1982	1054	
Oxígeno mg/l	11.11	0.30	7.55	10.39	8.72	10.5	
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0	0	0	0
	> 256 mm	80	0	50	0	0	0
	64-256 mm	10	60	10	0	0	0
	2-64 mm	0	10	0	0	0	0
	0,06-2 mm	10	0	0	0	0	0
	0,004-0,06 mm	0	30	0	0	100	100
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato(%)	< 0,004 mm	0	0	40	100	0	0
	Detritos (MOPC)*	12	0	0	0	0	5
	MOPF**	0	100	10	0	0	0

Tabla 24.2a. Caracterización por el valor del hábitat

CUENCA DEL GENIL (AFLUENTES)					
Río	Aguas Blancas	Darro	Monachil	Grande	Cacín
Estación	Después E. Quentar	Huetor Santillán	Monachil	Fornes	Cacín
Código	30102	30103	30104	C-26	30403
Disponibilidad de hábitat para epifauna	14	8	11	5	10
Fijación del sustrato	5	4	19		
Velocidad/profundidad	9	10	6		
Deposición de sedimentos	3	6	20	3	20
Alteraciones del canal	20	20	0	15	15
Frecuencia de rápidos	16	10	19		20
Sinuosidad del canal				6	6
Estabilidad de las riberas	4	5	0	1	5
Protección vegetal	9	8	0	1	1
Ancho de la zona de vegetación riparia	5	1	0	1	1
Caracterización del sustrato de las pozas				6	-
Variabilidad de pozas				0	-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	85	72	75	38	78
CALIFICACION	moderado	regular	moderado	regular	moderado

Tabla 24.2b. Caracterización por el valor del hábitat. (-) No hay pozas

CUENCA DEL GENIL (CAUCE PRINCIPAL)							
Río	Genil						
Estación	Pinos Genil	Granada	Loja	Después E. Iznajar	Puente Genil	El Judío	
Código	30101	30201	30502	30504	51004	51204	
Año de muestreo						2004	2005
Disponibilidad de hábitat para epifauna	20	8	7	6	5	11	6
Fijación del sustrato	20						
Velocidad/profundidad	5						
Deposición de sedimentos	20	13	10	2	1	3	3
Alteraciones del canal	20	12	15	15	15	20	20
Frecuencia de rápidos	20						
Sinuosidad del canal		5	10	6	11	19	19
Estabilidad de las riberas	5	3	6	4.5	8.5	9	8
Protección vegetal	6	0	8	4	6.5	9	10
Ancho de la zona de vegetación riparia	7	0	10	1	6	6	10
Caracterización del sustrato de las pozas		0	-	-	-	-	-
Variabilidad de pozas		0	-	-	-	-	-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	123	41	66	48.5	52	77	76
CALIFICACION	bueno	regular	regular	regular	regular	moderado	moderado

Tabla 24.3a. Caracterización por el Índice de Hábitat Fluvial

CUENCA DEL GENIL (AFLUENTES)						
Río	Aguas Blancas	Darro	Monachil	Grande	Cacín	Blanco (Rubio)
Estación	Después E. Quentar	Huetor Santillán	Monachil	Fornes	Cacín	El Saucejo
Código	30102	30103	30104	C-26	30403	51202
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	0	0	10	0	10	0
Frecuencia de rápidos	10	10	10	4	10	4
Composición del sustrato	11	10	7	10	7	7
Velocidad/profundidad	6	6	6	4	4	4
Porcentaje de sombra en el cauce	7	5	3	3	3	3
Elementos de heterogeneidad	8	8	0	0	0	4
Cobertura vegetación acuática	15	15	10	5	10	15
IHF (sobre 100)	56	54	56	26	44	37
CALIFICACION	moderado	moderado	moderado	regular	regular	regular

Tabla 24.3b. Caracterización por el Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

CUENCA DEL GENIL (CAUCE PRINCIPAL)						
Río	Genil					
Estación	Pinos Genil	Granada	Loja	Después E. Iznajar	El Judío	
Código	30101	30201	30502	30504	51204	
Año de muestreo					2004	2005
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	0	0	0	0	0
Frecuencia de rápidos	10	6	10	4	4	4
Composición del sustrato	12	10	15	7	5	5
Velocidad/profundidad	4	4	6	4	4	4
Porcentaje de sombra en el cauce	10	5	10	3	5	5
Elementos de heterogeneidad	6	0	4	0	6	4
Cobertura vegetación acuática	20	5	15	5	10	10
IHF (sobre 100)	72	30	60	23	34	32
CALIFICACIÓN	bueno	regular	moderado	malo	regular	

Tabla 25.4a. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL GENIL (AFLUENTES)						
Río	Aguas Blancas	Darro	Monachil	Grande	Cacín	Blanco (Rubio)
Estación	Después E. Quéntar	Huetor Santillán	Monachil	Fornes	Cacín	El Saucejo
Código	30102	30103	30104	C-26	30403	51202
Tipo de sustrato	roca natural	5.78*	5.87*	109,2*	214*	751*
	Obra civil					
	Helófitos					
	Limnófitos					
	Sedimento					
	Sustrato artificial	44.65*		343		
CALIFICACIÓN	oligo-mesotrófico	oligotrófico	oligotrófico	hipereutrófico	eutrófico	hipereutrófico

Tabla 26.4b. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL GENIL (CAUCE PRINCIPAL)							
Río	Genil						
Estación	Pinos Genil	Granada	Loja	Después E. Iznajar	Puente Genil	El Judío	
Código	30101	30201	30502	30504	51004	51204	
Año de muestreo						2004	2005
Tipo de sustrato	roca natural	8.86*	275*	148*	34.1*		
	Obra civil					50*	
	Helófitos						1.70
	Limnófitos						
	Sedimento						9.52
	Sustrato artificial			79			9.81
CALIFICACIÓN	Oligotrófico	eutrófico	eutrófico	oligo-mesotrófico	mesotrófico	polisaprobio	

Tabla 26.5a. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de los afluentes de la cuenca del río Genil, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

RÍO	Río Grande	Río Blanco	Aguas Blancas	Darro	Monachil	Cacín
ESTACIÓN	Fornes	El Saucejo	Embalse Quéntar	H. Santillan	Monachil	Cacín
CÓDIGO	C-26	51202	30102	30103	30104	30403
<i>Achnanthydium affine</i>	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Achnanthydium biasoletianum</i>	0,00	0,00	1,72	0,00	1,15	0,00
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,92	0,00
<i>Achnanthydium jackii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,31

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	10,33	0,00	4,72	63,45	4,39	50,57
<i>Achnantheidium saprophilum</i>	0,00	0,00	1,07	14,29	6,47	0,00
<i>Amphora inariensis</i>	0,00	0,00	3,43	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora libyca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
<i>Amphora montana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	1,17	0,00	6,01	1,05	2,54	0,45
<i>Caloneis bacillum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
<i>Caloneis hyalina</i>	0,00	0,00	0,86	0,00	0,00	0,00
<i>Chamaepinnularia soehrensii</i>	0,00	0,00	46,35	0,00	0,46	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	0,23	0,00	0,21	15,76	44,11	0,00
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	5,31	1,36
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	6,61	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymatopleura elliptica</i>	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	0,23	0,00	0,43	0,21	0,92	5,67
<i>Denticula tenuis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Diadsmis contenta</i>	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	16,55
<i>Diatoma vulgare</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45
<i>Diploneis elliptica</i>	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	0,00
<i>Diploneis oblongella</i>	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,23
<i>Encyonema caespitosum</i>	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,08	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,08	1,13
<i>Encyonopsis microcephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	2,04
<i>Encyonopsis minuta</i>	0,23	0,00	0,21	0,00	0,46	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	3,29	1,25	0,21	0,00	0,23	0,00
<i>Fallacia helensis</i>	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00
<i>Fallacia subhamulata</i>	0,00	0,00	1,07	0,00	0,00	0,00
<i>Fallacia tenera</i>	0,00	0,00	19,74	0,21	0,00	0,00
<i>Fistulifera saprophila</i>	14,32	83,27	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,68
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	0,00	0,00	1,29	0,00	0,00	0,23
<i>Geissleria decussis</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00
<i>Gomphonema angustum</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
<i>Gomphonema minutum</i> f. <i>syriacum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,23	0,00	0,86	0,00	0,00	4,54
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,94	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,00	0,00	0,64	0,21	0,69	0,00
<i>Luticola nivaloides</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00
<i>Mayamaea lacunolaciniata</i>	2,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Melosira lineata</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula antonii</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,23	0,00	0,00	0,21	0,00	3,40
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	0,00	0,00	0,64	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,00	0,21	0,21	0,00	0,00
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,23	0,00
<i>Navicula margalithii</i>	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula pseudonivalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	3,76	0,00	0,00	0,84	0,00	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	0,47	0,00	0,21	0,21	0,00	1,36
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,03	0,43	0,00	0,00	0,00

<i>Nitzschia amphibia</i>	0,47	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia capitellata</i>	11,97	8,82	0,21	0,00	0,23	0,00
<i>Nitzschia communis</i>	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,47	0,00	0,00	0,21	0,00	3,85
<i>Nitzschia fonticola</i>	22,77	0,00	0,21	0,00	0,46	0,00
<i>Nitzschia frustulum</i>	4,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
<i>Nitzschia hantzschiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,00	0,00	0,64	0,00	11,78	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	11,27	0,03	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia sociabilis</i>	0,00	0,00	0,21	0,21	0,00	0,23
<i>Planothidium frequentissimum</i>	7,75	0,00	0,21	0,00	0,46	0,00
<i>Reimeria sinuata</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	12,24	0,00
<i>Sellaphora pupula</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sellaphora stroemii</i>	0,00	0,00	0,00	1,05	0,00	0,00
<i>Simonsenia delognei</i>	0,00	0,00	2,15	0,00	0,00	0,00
<i>Staurosirella pinnata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,23
<i>Ulnaria ulna</i>	1,17	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
nº especies	26	6	39	23	29	25
Diversidad	2,4	0,61	2,06	1,21	2,07	1,85
IBD	11,45	1,10	3,65	15,21	13,70	16,42
IPS	6,5	4,1	15,4	17,3	14,5	17,7
CEE	7,7	1,6	13	17,9	14,5	16,8

Tabla 26.5b. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas del cauce principal de la cuenca del río Genil, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

RÍO ESTACIÓN	Genil					
	Pinos Genil	Granada	Loja	Iznájar	Puente Genil	El Judío
CÓDIGO	30101	30201	30502	30504	51004	51204
<i>Achnanthydium biasolettianum</i>	2,21	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Achnanthydium jackii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,42	0,00
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	45,58	0,00	0,00	5,05	0,00	3,33
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	13,86	1,81	0,40	3,85	0,00	0,00
<i>Amphora normanii</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora pediculus</i>	1,00	0,00	15,59	0,96	0,47	4,76
<i>Amphora veneta</i>	0,00	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,94	0,00
<i>Aulacoseria italica</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aulacoseria italica var tenuissima</i>	0,00	0,68	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00
<i>Caloneis amphisbaena</i>	0,00	0,00	0,40	0,00	0,47	0,00
<i>Caloneis bacillum</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	2,41	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	1,81	0,68	2,63	0,24	0,00	18,57
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,80	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,90	0,00	0,00	0,47	0,00
<i>Ctenophora pulchella</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Cyclostephanos dubius</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Cyclotella atomus</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella comta</i>	0,20	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,20	0,00	0,00	0,72	0,24	0,00
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	0,00	0,00	0,96	0,00	0,48

<i>Cymbella affinis</i>	1,41	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00
<i>Cymbella cistula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Cymbella delicatula</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
<i>Cymbella helvetica</i>	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Denticula elegans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Denticula subtilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
<i>Denticula tenuis</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,00	0,00	0,00	9,13	1,18	0,48
<i>Diatoma vulgare</i>	0,80	0,00	0,00	10,58	8,96	0,00
<i>Ellerbeckia arenaria</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema caespitosum</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema minutum</i>	7,03	0,45	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Encyonema prostratum</i>	0,20	0,00	0,20	0,24	0,00	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	5,42	0,23	0,00	2,16	0,00	0,00
<i>Encyonopsis microcephala</i>	0,60	0,00	0,00	0,48	0,47	0,48
<i>Encyonopsis minuta</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Eolimna minima</i>	0,00	0,00	1,01	0,00	0,00	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,45	0,40	0,00	0,00	1,90
<i>Eucocconeis flexella</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Fallacia subhamulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Fragilaria capucina var vaucheriae</i>	0,40	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00
<i>Geissleria decussis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71
<i>Gomphonema minutum</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,40	0,00	0,00	6,01	0,71	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,20	0,23	0,20	0,96	0,94	0,95
<i>Gomphonema pumilum</i>	5,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grunowia tabellaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
<i>Gyrosigma spencerii</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00
<i>Hantzschia amphyois</i>	0,00	0,00	0,00	1,20	0,24	0,24
<i>Luticola cohnii</i>	0,00	0,00	0,00	1,68	0,00	0,00
<i>Luticola mutica</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Luticola nivalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,72	1,65	0,00
<i>Luticola paramutica</i>	0,00	0,00	0,00	1,44	0,00	0,00
<i>Luticola ventricosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Mayamaea lacunolaciniata</i>	0,00	0,23	0,81	0,00	0,00	0,00
<i>Melosira lineata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00
<i>Melosira varians</i>	0,00	0,00	0,00	0,48	1,18	0,00
<i>Navicula antonii</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,24
<i>Navicula caterva</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,48
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,20	0,00	0,81	0,48	2,12	0,71
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	0,00	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00
<i>Navicula gregaria</i>	0,20	0,23	5,06	3,61	4,25	0,48
<i>Navicula lanceolata</i>	0,00	0,00	5,67	3,13	46,46	3,81
<i>Navicula pseudonivalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	3,07	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,20	0,00	0,00	0,48	0,24	0,71
<i>Navicula schroeterii</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	0,20	0,23	0,20	1,68	1,42	2,62
<i>Navicula trivialis</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,68	0,00	1,44	0,00	0,00
<i>Nitzschia acicularis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	0,23	1,42	0,00	0,00	0,24
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,00	28,89	0,20	2,16	7,08	0,48
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,40	0,45	7,29	1,44	0,71	0,24
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia fonticola</i>	0,00	0,00	0,00	10,10	0,00	0,95
<i>Nitzschia frustulum</i>	0,20	0,00	40,08	0,72	3,07	40,24

<i>Nitzschia hantzschiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0,60	0,00	0,00	2,88	0,00	1,90
<i>Nitzschia lacuum</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis</i>	0,00	2,48	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis var. subtilis</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia microcephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	35,44	0,00	2,64	2,12	5,24
<i>Nitzschia pusilla</i>	0,00	0,00	0,00	1,44	0,00	0,00
<i>Nitzschia umbonata</i>	0,00	23,48	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,20	0,00	7,89	0,96	0,00	0,95
<i>Psammothidium subatomoides</i>	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Reimeria sinuata</i>	4,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,20	0,00	3,64	8,89	2,59	6,19
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,00	0,23	4,66	0,00	0,24	0,00
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	0,00	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Surirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,00	0,00	0,20	3,13	2,83	0,00
<i>Tabularia fasciculata</i>	0,00	0,00	0,20	0,24	0,47	0,48
<i>Thalassiosira weissflogii</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,00	0,20	0,24	0,00	0,00
<i>Tryblionella calida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,24	0,24	0,00
<i>Ulnaria biceps</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
<i>Ulnaria ulna</i>	0,20	0,23	0,00	0,24	0,00	0,48
nº especies	43	27	27	55	38	35
Diversidad	2,17	1,66	2,11	3,33	2,32	2,24
IBD	16,13	4,02	9,35	11,61	10,81	11,40
IPS	17,9	1,6	10,6	12,2	10,9	9,3
CEE	17,9	3,7	10,5	11,3	9,9	9,3

26. SUB-CUENCA DEL CORBONES

Tabla 26.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL CORBONES			
Río	Corbones		
Estación	Algamitas	Carmona	
Código	Control-23	51401	
Largo del tramo	30	5	
Ancho del tramo	4	20	
Profundidad estimada (m)	1	no medida	
Proporción en el tramo (%)	rápidos	10	0
	corriente	90	100
	poza	0	0
Velocidad (m/s)	0,17	0,22	
Temperatura °C	17,8	18,5	
pH	8,2	7,9	
Conductividad µS/cm	1090	3560	
Oxígeno mg/l	9,21	3,93	
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0
	> 256 mm	0	0
	64-256 mm	10	0
	2-64 mm	40	0
	0,06-2 mm	30	0
	0,004-0,06 mm	20	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm	0	100
	Detritos (MOPC)*	0	0
	MOPF**	0	0

Tabla 26.2. Caracterización del hábitat (-) No hay pozas

CUENCA DEL CORBONES		
Río	Corbones	
Estación	Algamitas	Carmona
Código	Control-23	51401
Disponibilidad de hábitat para epifauna	12	8
Fijación del sustrato	6	
Velocidad/profundidad	8	
Deposición de sedimentos	2	7
Estado del flujo del canal	7	8
Alteraciones del canal	16	14
Frecuencia de rápidos	7	
Sinuosidad del canal		7
Estabilidad de las riberas	4,5	5
Protección vegetal	4,5	6
Ancho de la zona de vegetación riparia	5	8
Caracterización del sustrato de las pozas		-
Variabilidad de pozas		-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 170)	65	55
CALIFICACIÓN	regular	regular

Tabla 26.3. Caracterización por el Índice del hábitat Fluvial

CUENCA DEL CORBONES		
Río	Corbones	
Estación	Algamitas	Carmona
Código	Control-23	51401
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	5	0
Frecuencia de rápidos	6	4
Composición del sustrato	10	5
Velocidad/profundidad	6	4
Porcentaje de sombra en el cauce	3	3
Elementos de heterogeneidad	0	0
Cobertura vegetación acuática	25	15
IHF (sobre 100)	55	31
CALIFICACIÓN	moderado	regular

Tabla 26.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

CUENCA DEL CORBONES		
Río	Corbones	
Estación	Algamitas	Carmona
Código	Control-23	51401
Tipo de sustrato	roca natural	143,92*
	Obra civil	163,14*
	Helófitos	46,5
	Limnófitos	
	Sedimento	59,86
calificación	eutrófico	eutrófico

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico.

Tabla 26.5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Corbones, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

RÍO	Corbones	
	Algámitas	Carmona
ESTACIÓN	C-23	51401
CÓDIGO	C-23	51401
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	21,00	0,20
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	0,00	0,20
<i>Amphora pediculus</i>	4,78	0,00
<i>Amphora veneta</i>	0,62	0,20
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,00	0,40
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	17,67	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,20
<i>Craticula ambigua</i>	0,00	0,20
<i>Cymbella affinis</i>	0,62	0,00
<i>Eolimna subminuscule</i>	0,62	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,21	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	20,17	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	5,20	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,62	0,00
<i>Gomphonema pumilum</i>	13,10	0,00
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0,00	0,20
<i>Gyrosigma wansbeckii</i>	0,00	0,20
<i>Haslea spicula</i>	0,00	0,79
<i>Luticola dismutica</i>	0,00	0,20
<i>Luticola goeppertiana</i>	0,00	0,20
<i>Luticola mutica</i>	0,00	0,20
<i>Luticola ventricosa</i>	0,00	0,40
<i>Navicula</i> aff. <i>aquaedurae</i>	0,21	0,00
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,21	0,00
<i>Navicula caterva</i>	0,00	0,20
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,62	0,59
<i>Navicula cryptotenella</i>	5,82	0,00
<i>Navicula erifuga</i>	0,00	11,29
<i>Navicula gregaria</i>	0,21	1,39
<i>Navicula phyllepta</i>	0,00	3,96
<i>Navicula recens</i>	0,00	26,93
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,21	0,00
<i>Navicula rostellata</i>	0,00	0,20
<i>Navicula schroeterii</i>	0,00	0,40
<i>Navicula tripunctata</i>	0,42	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,62	5,74
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,00	6,34
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>dissipata</i>	3,95	0,00
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,20

<i>Nitzschia frustulum</i>	2,49	10,10
<i>Nitzschia hantzschiana</i>	0,00	0,20
<i>Nitzschia palea</i>	0,21	19,60
<i>Nitzschia sigma</i>	0,00	0,20
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,21	0,00
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,21	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,00	0,20
<i>Surirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,00	2,38
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	2,97
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	3,56
nº especies	24	32
Diversidad	2,22	2,32
IBD	14,20	5,20
IPS	16,0	5,3

27. CUENCA DEL GUADAIRA

Tabla 27.1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante. (*) Materia orgánica particulada gruesa como troncos, ramas, hojarasca, etc. (**) Materia orgánica particulada fina (Lodo orgánico, fino y negro)

CUENCA DEL GUADAIRA									
Río	GUADAIRA						Arroyo Cuerno	Arroyo Salado	Arroyo Saladillo
Estación	Morón	Ctra. Arahal-Utrera	Ctra. Utrera-Carmona	Ctra. Morón-Alcalá	Alcalá de Guadaira	Sevilla Ctra. Utrera	Morón	Mairena	
Código	Control 16	51604	51607	51609	51610	51611	51602	51608	51606
Largo del tramo	50	3	40	225	18,20	22	3	5	15
Ancho del tramo	2	15	4	5,31	50	21	2,2	10	2,6
Profundidad estimada (m)	0,15	1	>2	0,6	0,5	0,5	0,3	3	0,4
Proporción en el tramo (%)	rápidos	0	0	0	50	0	70	0	0
	corriente	90	100	100	25	100	30	100	100
	poza	10	0	0	25	0	0	0	0
Velocidad (m/s)	0,25	1,5	0,35	0,45	0,18	0,43	no med.	0,2	0,60
Temperatura °C	19,3	14,7	17,5	15,6	16,6	18,1	19,3	17,2	no med.
pH	8	8	7,8	7,8	7,9	7,8	6,6	8,2	2170
Conductividad µS/cm	6870	2580	2110	2480	2510	2060	6200	1490	no med.
Oxígeno mg/l	7,10	5,98	4,26	0,60	7,0	4,78	2,17	4,00	no med.
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre	0	0	0	0	0	0	0	0
	> 256 mm	0	0	0	1	20	5	0	5
	64-256 mm	30	0	0	5	5	50	0	0
	2-64 mm	30	0	0	0	0	0	0	0
	0,06-2 mm	20	1	0	0	2	0	25	0
	0,004-0,06 mm	20	99	100	20	23	40	25	100
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	Detritos (MOPC)*	0	10	10	0	1	0	0	0
	(MOPF**)	0	100	100	100	99	100	100	100

Tabla 27.2. Caracterización del hábitat por el Valor de Hábitat. (-) significa que no hay pozas

CUENCA DEL GUADAIRA									
Río	GUADAIRA						Arroyo Cuerno	Arroyo Salado	Arroyo Saladillo
Estación	Morón	Ctra. Arahal-Utrera	Ctra. Utrera-Carmona	Ctra. Morón-Alcalá	Alcalá de Guadaira	Sevilla Ctra. Utrera	Morón	Mairena	
Código	Control 16	51604	51607	51609	51610	51611	51602	51608	51606
Disponibilidad de hábitat para epifauna	15	7	8	2	6	2	5	6	10
Fijación del sustrato									
Velocidad/ profundidad									
Deposición de sedimentos	15	1	6	6	1	1	8	1	8
Alteraciones del canal	14	16	16	20	13	14	14	16	12
Frecuencia de rápidos									
Sinuosidad del canal	7	8	12	10	6	8	6	9	4
Estabilidad de las riberas	4	4.5	3.5	3	9	5	1	4	5
Protección vegetal	7	6.5	5.5	3	8	5	0	1	0
Ancho de la zona de vegetación riparia									
	5	5	2	1	6	2	0	2	0
Caracterización del sustrato de las pozas	11	-	-	7	-	-	-	-	-
Variabilidad de pozas	5	-	-	13	-	-	-	-	-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	99	48	63	65	49	37	34	39	29
CALIFICACIÓN	moderado	regular	regular	regular	regular	malo	malo	regular	malo

Tabla 27.3. Caracterización del hábitat por el Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

CUENCA DEL GUADAIRA									
Río	GUADAIRA						Arroyo Cuerno	Arroyo Salado	Arroyo Saladillo
Estación	Morón	Ctra. Arahal-Utrera	Ctra. Utrera-Carmona	Ctra. Morón-Alcalá	Alcalá de Guadaira	Sevilla Ctra. Utrera	Morón	Mairena	
Código	Control 16	51604	51607	51609	51610	51611	51602	51608	51606
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Frecuencia de rápidos	4	4	4	8	4	4	10	4	4
Composición del sustrato	10	7	5	14	14	9	15	5	5
Velocidad/profundidad	6	4	4	6	4	4	6	4	4
% de sombra en el cauce	5	10	3	3	3	3	3	3	3
Elementos de heterogeneidad	0	4	4	0	2	0	0	0	0
Cobertura vegetación acuática	15	15	20	15	15	15	15	15	15
IHF (sobre 100)	40	44	40	46	47	35	49	31	31
CALIFICACIÓN	regular	regular	regular	regular	regular	regular	regular	regular	regular

Tabla 27.4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos. (*)Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico. (**) no había sustratos adecuados para índice biótico, se colocaron sustratos artificiales

CUENCA DEL GUADAIRA									
Río	GUADAIRA						Arroyo Cuerno	Arroyo Salado	Arroyo Saladillo
Estación	Morón	Ctra. Arahal-Utrera	Ctra. Utrera-Carmona	Ctra. Morón-Alcalá	Alcalá de Guadaira	Sevilla Ctra. Utrera	Morón	Mairena	
Código	Control 16	51604*	51607	51609	51610	51611	51602	51608**	51606
Tipo de sustrato	roca natural	109,47*		432,16*	132,7*	16,74*	17,55*		173,74*
	Obra civil								
	Helófitos	53,47	1,01*						
	Limnófitos								
	Sedimento	229,3						93,92*	
CALIFICACION	meso-eutrófico		polisaprobio	eutrófico	eutrófico	mesosaprobio	polisaprobio	mesosaprobio	eutrófico

27.5. CUENCA DEL GUADAIRA

Tabla P.2. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de la cuenca del río Guadaira, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

RÍO	El Cuerno			Guadaira					
	Morón	Saladillo	Salado	Ctra. Morón-Pruna	Ctra. Arahal-Utrera	Ctra. Utrera-Carmona	Morón-Alcalá	Alcalá de Guadaira	S-30
CÓDIGO	51602	51606	51608	C-16	51604	51607	51609	51610	51611
<i>Achnanthydium exiguum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,42
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0,00	0,00	0,00	0,54	0,00	0,00	0,00	0,18	0,22
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	3,80	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Adlafia minuscula var muralis</i>	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44
<i>Amphora coffeaeformis</i>	0,38	0,20	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora inariensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora lineolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Amphora libyca</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora montana</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>Amphora pediculus</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphora veneta</i>	1,14	0,00	0,35	1,61	0,61	0,00	5,30	0,18	0,00
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,00	0,00	0,00	1,79	0,00	0,44	0,00	0,18	0,00
<i>Caloneis amphisbaena</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Caloneis bacillum</i>	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,70	0,22
<i>Craticula halophila</i>	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenophora pulchella</i>	1,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclotella atomus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,88
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1,14	0,20	0,00	0,00	0,00	0,65	0,48	0,18	25,00
<i>Cymbella amphicephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Denticula kuetzingii</i>	1,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Diadismis confervacea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66
<i>Diploneis oblongella</i>	3,04	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00
<i>Encyonema minutum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00
<i>Entomoneis alata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,18	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	2,46	0,88
<i>Fallacia monoculata</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fallacia pygmaea</i>	0,38	1,18	0,00	0,18	0,00	0,22	0,00	0,00	0,22
<i>Fistulifera pelliculosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fistulifera saprophila</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00
<i>Frustulia vulgaris</i>	0,38	0,00	3,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema exilissimum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,38	0,00	0,00	0,18	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema micropus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i> f. <i>syriacum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema occultum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,20	0,22	0,24	0,00	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	1,90	0,20	0,00	0,54	0,41	1,31	0,24	0,70	2,43
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphosphenia grovei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,18	0,00
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Gyrosigma scalproides</i>	0,00	0,20	0,00	0,18	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Hantzschia amphyxoxis</i>	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Haslea spicula</i>	0,00	0,00	0,00	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hippodonta hungarica</i>	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,65	0,00	0,00	0,00
<i>Luticola dismutica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Luticola goeppertiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,72	12,30	0,22
<i>Luticola mutica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53	0,00
<i>Luticola paramutica</i>	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mayamaea lacunolaciniata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00
<i>Navicula antonii</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula caterva</i>	0,00	0,00	5,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cincta</i>	0,00	0,00	9,22	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula erifuga</i>	0,00	1,18	3,55	0,00	0,61	0,22	0,48	4,92	0,22
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,61	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula margalithii</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula perminuta</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula phyllepta</i>	0,00	4,51	0,35	0,18	0,61	0,00	0,00	1,58	0,00
<i>Navicula recens</i>	0,38	0,20	0,00	0,71	0,41	37,47	0,96	18,45	0,22
<i>Navicula salinicola</i>	0,00	0,00	14,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula schroeterii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,65	0,00	0,53	0,00
<i>Navicula tenelloides</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula veneta</i>	42,21	11,37	16,67	0,89	58,40	1,09	5,30	7,91	4,87

<i>Navicula wiesneri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,18	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	39,82
<i>Nitzschia amphibioides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00
<i>Nitzschia capitellata</i>	16,35	78,24	0,35	0,00	26,02	1,96	24,58	4,92	0,88
<i>Nitzschia clausii</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia dissipata var. dissipata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00
<i>Nitzschia dubia</i>	0,00	0,00	0,00	0,54	0,00	0,65	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00
<i>Nitzschia filiformis var. conferta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,18	0,22
<i>Nitzschia frustulum</i>	8,37	0,98	12,41	79,46	4,92	1,96	27,23	30,93	4,65
<i>Nitzschia frustulum var. bulnheimiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Nitzschia hantzschiana</i>	2,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	1,52	0,00	7,45	6,61	0,00	0,00	0,00	0,70	0,44
<i>Nitzschia lacunarum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis var. subtilis</i>	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis var. tenuis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44
<i>Nitzschia microcephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00
<i>Nitzschia nana</i>	0,00	0,00	2,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	3,04	0,00	0,35	0,00	1,23	1,53	5,06	3,34	3,32
<i>Nitzschia sigma</i>	0,00	0,20	14,89	0,18	0,00	2,18	0,00	0,18	0,00
<i>Nitzschia umbonata</i>	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	3,10
<i>Nitzschia vitrea var. salinarum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,82	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pinnularia acuminata</i>	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	1,14	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Pleurosigma elongatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pleurosigma salinarum</i>	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,18	0,22
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,43
<i>Surirella brebissonii var. kuetzingii</i>	1,52	0,00	0,00	0,18	1,23	8,06	12,77	4,04	0,44
<i>Surirella peisonis</i>	0,38	0,00	0,35	0,18	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Tabularia fasciculata</i>	1,52	0,00	0,00	0,54	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,39	1,06	0,18	1,64	19,39	3,37	2,11	0,00
<i>Tryblionella calida</i>	0,38	0,00	0,35	0,00	0,00	1,96	0,48	0,00	0,00
<i>Tryblionella gracilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Tryblionella hungarica</i>	1,52	0,39	3,19	0,36	0,20	12,85	10,36	0,18	0,22
<i>Tryblionella levidensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tryblionella littoralis</i>	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria acus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00
nº especies	33	16	26	34	24	40	21	36	30
Diversidad	2,26	0,88	2,47	1,02	1,35	2,18	2,09	2,31	2,01
IBD	5,04	2,70	5,28	5,40	3,31	5,97	4,48	4,86	4,90
IPS	3,7	1,6	6,4	6,2	1,7	7,7	3,9	5,9	5,3
CEE	3,7	1,4	3,9	5,6	2,7	5,6	3,3	3,1	3,1

RÍOS CON UNA SÓLA ESTACIÓN DE MUESTREO EN LA MARGEN IZQUIERDA

Tabla 1. Características fisicoquímicas del cauce de cada tramo y de la calidad del agua circulante

RÍOS CON UNA SOLA ESTACIÓN DE MUESTREO							
MARGEN IZQUIERDA							
Subcuenca	16	18	19	20	22	25	28
Río	Vega de Cazorla	Jandulilla	Bezmar	Torres	Arroyo Guadatin	Arroyo Santa María	Arroyo del Salado
Estación	Santo Tomé	Belméz de la Moraleda	Garciez-Gimena	Puente del Obispo	Los Cansinos	Lora del Río	Después embalse Torre del Águila
Código	10104	10201	10202	10203	50301	51302	51801
Largo del tramo	10	50	20	40	20	50	10
Ancho del tramo	5	2	4	1.5	5	5	4
Profundidad estimada (m)	0.3		0.6	0.5	>1	0.5	1
Proporción en el tramo (%)	rápidos		0	0	50	10	5
	corriente		0	100	20	10	95
	poza	0	100	0	30	80	0
Velocidad (m/s)	0.3	no medida	nula	0.56	0.55	0,09	0.099
Temperatura °C	1601	20	25.6	27.1	24,5	21,8	19
pH	8.20	7.68	7.3	9	8,5	8,5	7,9
Conductividad µS/cm	1111	1635	3740	3540	1359	1375	2720
Oxígeno mg/l	-		13.5	9.56	9,35	11,10	10,05
Cobertura de componentes inorgánicos del sustrato (%)	roca madre		0	0	0	0	0
	> 256 mm		0	0	0	0	0
	64-256 mm		40	80	10	10	10
	2-64 mm		25	0	0	10	10
	0,06-2 mm		25	0	0	80	0
	0,004-0,06 mm		10	20	90	0	80
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	< 0,004 mm		0	0	0	0	0
	Detritos (MOPC) *		0	0	0	0	0
Cobertura de componentes orgánicos del sustrato (%)	MOPF**	30		0	0	10	10

Tabla 2. Caracterización del hábitat por el valor del hábitat.

RÍOS CON UNA SOLA ESTACIÓN DE MUESTREO							
MARGEN IZQUIERDA							
Subcuenca	16	18	19	20	22	25	28
Río	Vega de Cazorla	Jandulilla	Bezmar	Torres	Arroyo Guadatin	Arroyo Santa María	Arroyo del Salado
Estación	Santo Tomé	Belméz de la Moraleda	Garciez-Gimena	Puente del Obispo	Los Cansinos	Lora del Río	Después embalse Torre del Águila
Código	10104	10201	10202	10203	50301	51302	51801
Disponibilidad de hábitat para epifauna	11	15	14	8	5	18	16
Fijación del sustrato		20		17			
Velocidad/ profundidad		5		3		19	
Deposición de sedimentos	7	18	10	15	0	8	10
Alteraciones del canal		15	11	19	11		16
Frecuencia de rápidos		6		17	13	7	
Sinuosidad del canal	14		11	0		5	7
Estabilidad de las riberas	1.5	3	3	1	3	3	1.5
Protección vegetal	2.5	7.5	7	1	2	1	4.5
Ancho de la zona de vegetación riparia	2	5	6		0	17	1
Caracterización del sustrato de las pozas	-		15	-	6	4	-
Variabilidad de pozas	-		5	-	13		-
PUNTUACIÓN TOTAL (sobre 150)	38	94.8	82	81	43	82	56
CALIFICACIÓN	regular	moderado	moderado	moderado	regular	moderado	regular

Tabla 3. Caracterización del hábitat por el Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

RÍOS CON UNA SOLA ESTACIÓN DE MUESTREO							
MARGEN IZQUIERDA							
Subcuenca	16	18	19	20	22	25	28
Río	Vega de Cazorla	Jandulilla	Bezmar	Torres	Arroyo Guadatin	Arroyo Santa María	Arroyo del Salado
Estación	Santo Tomé	Belméz de la Moraleda	Garciez-Gimena	Puente del Obispo	Los Cansinos	Lora del Río	Después embalse Torre del Águila
Código	10104	10201	10202	10203	50301	51302	51801
Inclusión de rápidos/sedimentación en pozas	10	10	5	10	0	10	5
Frecuencia de rápidos	4	4	2	4	8	6	4
Composición del sustrato	6	12	12	10	10	5	10
Velocidad/profundidad	6	4	4	4	8	8	6
Porcentaje de sombra en el cauce	5	10	3	3	3	3	3
Elementos de heterogeneidad	2	16	0	0	0	0	0
Cobertura vegetación acuática	15	15	20	25	25	25	25
IHF (sobre 100)	48	71	46	66	54	57	53
CALIFICACIÓN	regular	bueno	regular	moderado	moderado	moderado	moderado

Tabla 4. Clasificación según la concentración de clorofila obtenida en cada una de las estaciones y en cada uno de los sustratos.

RÍOS CON UNA SOLA ESTACIÓN DE MUESTREO							
MARGEN IZQUIERDA							
Subcuenca	16	18	19	20	22	25	28
Río	Vega de Cazorla	Jandulilla	Bezmar	Torres	Arroyo Guadatin	ARROYO Santa María	Arroyo del Salado
Estación	Santo Tomé	Belméz de la Moraleda	Garciez-Gimena	Puente del Obispo	Los Cansinos	Lora del Río	Después embalse Torre del Águila
Código	10104	10201	10202	10203	50301	51302	51801
Tipo de sustrato	roca natural		39,8*	37,60*	39,93*	116,46*	59,52*
	Obra civil	34,92*					
	Helófitos						
	Limnófitos						
	Sedimento						
CALIFICACIÓN	meso-eutrófico	oligo-mesotrófico	oligo-mesotrófico	oligo-mesotrófico	oligo-mesotrófico	eutrófico	mesotrófico

(*) Valor usado en la calificación porque es el sustrato utilizado para la determinación del índice biótico

Tabla 5. Abundancia relativa (%) de las especies de diatomeas de las cuencas de la margen izquierda del Guadalquivir, en las que sólo hay una estación de muestreo, identificadas en las muestras tomadas para la determinación de los índices bióticos de diatomeas

SUBCUENCA	19	20	16	22	25	28
RÍO	Bédmar	Torres	Vega de Cazorla	Guadatin	Arroyo de Santa María	Arroyo Salado de Morón
ESTACIÓN	Graciez-Gimena	Puente de Obispo	Santo Tomé	Los Cansinos	Lora del Río	E.orre del Águila
CÓDIGO	10202	10203	10104	50301	51302	51801
<i>Achnanidium eutrophilum</i>	0,38	0,00	0,00	1,99	0,00	0,00
<i>Achnanidium minutissimum</i>	2,26	0,00	0,00	46,35	1,73	0,00
<i>Achnanidium saprophilum</i>	0,56	0,00	0,00	14,78	0,22	1,74
<i>Amphora inariensis</i>	2,45	0,00	0,00	0,00	1,08	0,00
<i>Amphora lineolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00
<i>Amphora libyca</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	5,22
<i>Amphora pediculus</i>	83,05	14,29	0,37	0,33	8,01	0,87
<i>Amphora veneta</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00
<i>Brachysira vitrea</i>	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00

<i>Caloneis bacillum</i>	0,19	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,19	0,00	0,75	0,00	10,17	0,00
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	2,45	0,00	0,00	0,00	28,35	0,87
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	6,93	0,00
<i>Craticula accomoda</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	0,00
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Cyclotella ocellata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87
<i>Cymatopleura solea</i>	0,00	0,00	2,62	0,17	0,00	0,00
<i>Cymbella affinis</i>	0,19	14,29	0,56	0,00	3,03	0,00
<i>Cymbella amphicephala</i>	0,00	0,00	21,87	0,17	0,00	0,00
<i>Cymbella helvetica</i> var. <i>curta</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella hustedtii</i> f. <i>hustedtii</i>	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymbella leptoceros</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Denticula nicobarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,74
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00
<i>Diploneis oblongella</i>	0,19	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Diploneis ovalis</i>	0,00	0,00	41,12	0,00	0,00	0,00
<i>Diploneis parma</i>	0,00	0,00	0,19	1,50	0,00	0,00
<i>Encyonema auerswaldii</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Encyonopsis microcephala</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,43	0,87
<i>Diatoma moniliformis</i>	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00
<i>Encyonopsis minuta</i>	0,00	0,00	0,00	16,11	0,00	0,00
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,48
<i>Fallacia pygmaea</i>	0,00	0,00	0,19	0,17	0,00	0,00
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,87
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Gomphonema angustum</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema gracile</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema minutum</i>	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema occultum</i>	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,38	14,29	0,75	0,00	0,22	0,00
<i>G. parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,56	14,29	0,00	0,17	4,55	0,00
<i>Gomphonema subclavatum</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00
<i>Luticola mutica</i>	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,00	0,00	0,00	1,00	0,22	0,00
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	0,00	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00
<i>Navicula gregaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Navicula kotschy</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Navicula margalithii</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula praeterita</i>	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00
<i>Navicula reichardtiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Navicula schroeterii</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Navicula tripunctata</i>	0,00	0,00	1,31	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula trivialis</i>	0,00	0,00	2,62	0,00	0,00	0,00
<i>Navicula veneta</i>	0,00	0,00	7,85	0,83	0,00	0,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	14,29	8,60	0,00	0,87	0,00
<i>Nitzschia amphibioides</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,87

<i>Nitzschia austriaca</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Nitzschia capitellata</i>	0,00	0,00	0,19	0,33	0,22	0,00
<i>Nitzschia dissipata var dissipata</i>	0,00	0,00	0,19	0,83	0,00	0,00
<i>Nitzschia dubia</i>	0,00	0,00	0,19	0,17	0,00	0,00
<i>Nitzschia filiformis</i>	0,00	0,00	0,19	0,17	0,00	0,00
<i>Nitzschia filiformis var. conferta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00
<i>Nitzschia frustulum</i>	1,32	0,00	0,75	0,66	14,50	1,74
<i>Nitzschia hantzschiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00
<i>Nitzschia inconspicua</i>	1,88	0,00	0,75	1,66	7,58	0,00
<i>Nitzschia linearis</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia linearis var. subtilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Nitzschia palea</i>	0,00	0,00	0,19	0,17	0,22	0,00
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Nitzschia sociabilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Nitzschia thermaloides</i>	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00
<i>Pinnularia brebissonii</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,56	0,00	0,19	0,00	3,03	0,00
<i>Pleurosira laevis</i>	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00
<i>Reimeria uniseriata</i>	0,19	0,00	0,37	1,33	0,22	0,00
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,19	14,29	1,87	2,99	6,71	59,13
<i>Sellaphora pupula</i>	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,00
<i>Stephanodiscus medius</i>	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Surirella brebissonii var kuetzingii</i>	0,00	0,00	0,19	0,17	0,00	0,00
<i>Surirella crumena</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Surirella ovalis</i>	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00
<i>Tryblionella apiculata</i>	0,00	0,00	0,37	0,17	0,00	0,00
<i>Tryblionella calida</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Tryblionella hungarica</i>	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,87
<i>Ulnaria acus</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
<i>Ulnaria biceps</i>	0,00	0,00	0,75	0,17	0,00	0,00
<i>Ulnaria ulna</i>	0,19	14,29	0,00	0,17	0,22	0,00
nº especies	25	7	43	49	27	14
Diversidad	2,25	1,95	2,1	2,03	2,35	1,41
IBD	10,7	10,8	7,7	14,5	11,6	10,0
IPS	15,2	12,1	7,9	16,0	12,9	13,7
CEE	14,5		6,7	15,3	13,9	9,9