

CIANOBACTERIAS EN LOS EMBALSES ESPAÑOLES

Caridad de Hoyos Alonso
Centro de Estudios Hidrográficos
CEDEX
Caridad.dehoyos @cedex.es

Introducción

En España hay más de 1000 embalses. El fitoplancton de estos embalses se ha estudiado desde los años 70 hasta la actualidad (Vidal-Celma, 1969; Planas, 1975; Margalef et al, 1976; Toja, 1980; Ramón & Moyá, 1984; Álvarez Cobelas & Arauzo, 1994; Sabater & Nolla, 1991; Dasí et al, 1998; Negro et al, 2000, Vicente et al, 2000; Pérez-Martínez & Sánchez-Castillo, 2004). Las cianobacterias se citan como un importante grupo dentro del fitoplancton desde los primeros estudios (Vidal-Celma, 1969; Planas, 1975), aunque se observa un incremento de las mismas en estudios posteriores (Sabater & Nolla, 1991, De Hoyos et al, 2004). El estudio de la toxicidad y toxinas producidas por las cianobacterias se ha abordado sólo recientemente (Quesada et al, 2004; Quesada et al, 2006; Carrasco et al, en prensa).

En el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX existen varias líneas de trabajo en las que se están estudiando las cianobacterias:

1. Desde 1972 se ha estudiado el fitoplancton de los embalses españoles como parte de una serie de estudios más amplios sobre eutrofización de embalses. Todos estos trabajos están publicados en informes para la Dirección General de Obras Hidráulicas, ahora Dirección General del Agua. Actualmente estos datos están incluidos en una base de datos y a partir de ella se han realizado algunos trabajos que reflejan la abundancia y distribución de cianobacterias en la geografía española (De Hoyos et al, 2003; De Hoyos et al, 2004; Quesada et al, 2004; De Hoyos et al, en prensa).
2. Durante los últimos años se está llevando a cabo, con la colaboración del Departamento de Biología de la Universidad Autónoma de Madrid y del Área de Ecología de la Universidad de Salamanca, un estudio financiado por la Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente sobre la eutrofización y la toxicidad debida a las Cianobacterias en embalses utilizados para usos recreativos o destinados a la producción de agua de consumo. Algunos de los resultados obtenidos hasta ahora han sido publicados (Quesada et al, 2006; Carrasco et al, en prensa) y presentados en varios congresos científicos.
3. Desde 1999 se viene desarrollando un Proyecto con la Agencia Espacial Europea (ESA) para la investigación y desarrollo de cartografía temática del fitoplancton (particularmente de las cianobacterias) de los embalses españoles utilizando imágenes de satélite.

En esta comunicación se presenta un resumen de los resultados de todos estos trabajos.

1. Abundancia y distribución de cianobacterias

1.1. Metodología

Los resultados expuestos en este apartado se han obtenido a partir de datos semi-cuantitativos y cuantitativos de abundancia de cianobacterias de 171 embalses españoles (figura 1) que proceden de la base de datos del CEDEX. Estos datos cubren un periodo

de 30 años, desde 1973 hasta 2003. Los datos cuantitativos corresponden únicamente al periodo 1999-2003 y se refieren a 47 embalses.

Los embalses se muestrearon, en la mayor parte de los casos, de 2 a 4 veces por año. Las muestras de fitoplancton se tomaron en la zona eufótica, la mayoría a 2 m de profundidad. Los recuentos fueron realizados con un microscopio invertido sobre muestras sedimentadas

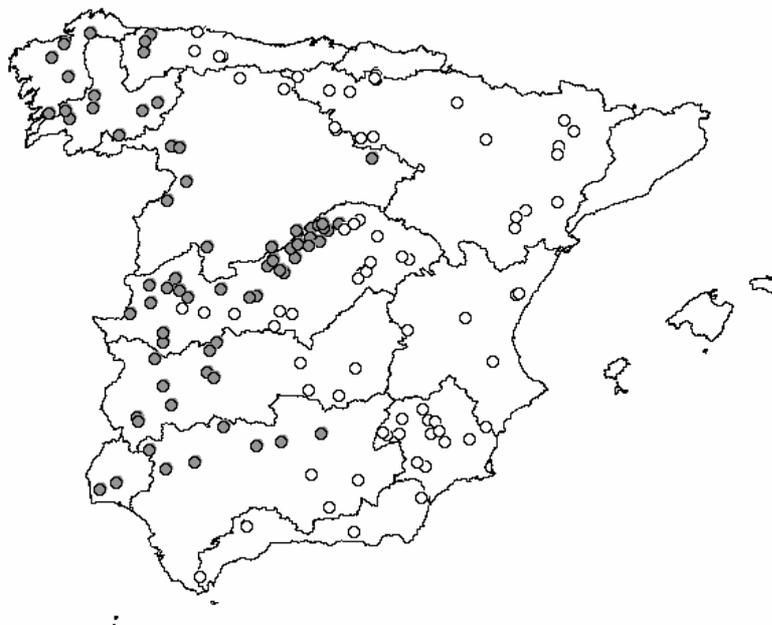


Figura 1. Localización de los embalses estudiados. Los puntos negros son embalses situados sobre sustrato silíceo, en la zona oeste y los puntos blancos son embalses sobre las rocas sedimentarias del este.

1.2. Resultados

En la tabla 1 podemos ver la abundancia de cianobacterias en los embalses españoles. Los resultados muestran que en la mitad de los embalses las cianobacterias son abundantes o dominantes. Se observa una clara diferencia en la distribución entre los embalses situados en la parte oeste de la península (zona silícea) y los de la zona este, situados sobre rocas más solubles. En los primeros el porcentaje de embalses con cianobacterias abundantes o dominantes es mayor (De Hoyos et al, en prensa)

Tabla 1. Abundancia de cianobacterias en la zona silícea (W), en la zona sedimentaria (E) y en el total de los embalses considerados.

	Zona W	Zona E	España
Nº embalses	75	96	171
% emb. sin cianobacterias	4	16,7	11,1
% emb. con escasas cianobacterias	22,7	49	37,4
% emb. con cianobacterias abundantes	36	19,8	26,9
% emb. con cianobacterias dominantes	37,3	14,6	24,6

Los datos cuantitativos apoyan los resultados anteriores (figura 2) (Hoyos et al, 2003).

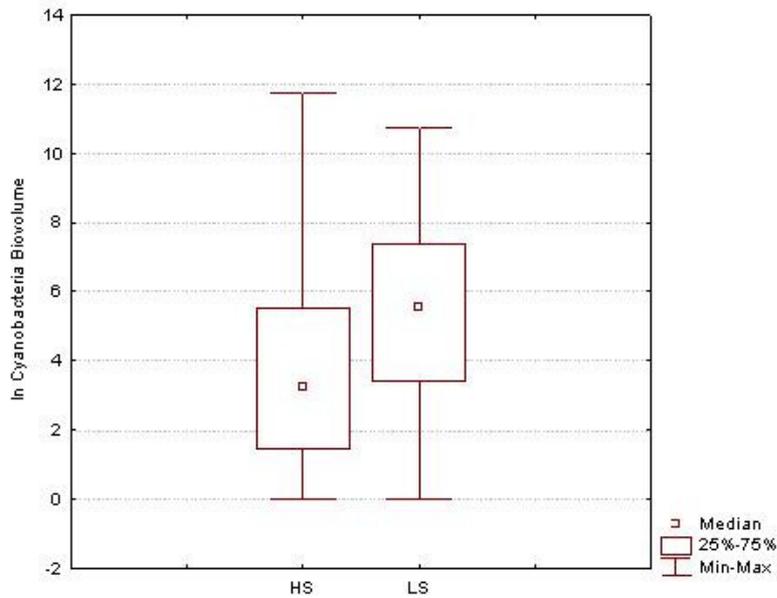


Figura 2. Diagramas de cajas del biovolumen de cianobacterias (mm^3/m^3) transformado logarítmicamente: $\ln(x+1)$ en los embalses situados sobre rocas silíceas poco solubles (LS) del W y en los situados sobre rocas sedimentarias de alta solubilidad (HS) del E.

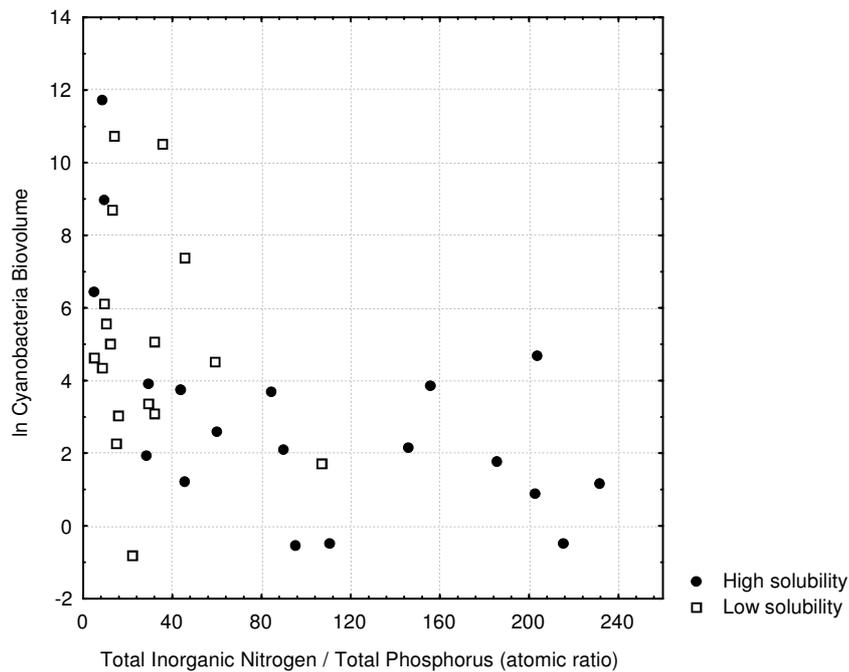


Figura 3. Relación entre el biovolumen de cianobacterias (mm^3/m^3) transformado logarítmicamente: $\ln(x+1)$ y la relación atómica entre el nitrógeno inorgánico total y el fósforo total (NIT/PT). Los puntos blancos son embalses situados sobre las rocas silíceas del W de baja solubilidad y los puntos negros los embalses sobre rocas sedimentarias del E con alta solubilidad.

La mayor cantidad de cianobacterias de la zona silíceica podría deberse a la baja relación N/P que presenta este agua, aunque hay otras hipótesis para explicar estos resultados, como la limitación de la producción primaria por fósforo en los ecosistemas de la zona del este (Quesada et al, 2004). Cuando el cociente N/P es muy bajo, el N puede ser el elemento limitante de la producción primaria y estas condiciones favorecen a las cianobacterias que son capaces de fijar N_2 . En la zona E el agua está más mineralizada y tiene más nitratos, además el P precipita con el Ca y otros elementos por lo que la relación N:P de sus aguas es alta. Margalef et al (1976) en un estudio de 100 embalses españoles observan una media del cociente N/P de 20 en la zona silíceica de España y una media de 100 en la zona caliza. También nuestros datos reflejan una relación N/P más baja en los embalses de la zona silíceica y se observa que siempre que las cianobacterias son abundantes, la relación N/P en el agua es baja (figura 3). Los embalses con un biovolumen de cianobacterias mayor de $200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ($0,2 \text{ mm}^3/\text{l}$), $\ln = 5,2$, presentaron siempre un cociente TIN/TP (nitrógeno inorgánico total / fósforo total) menor de 50 (Hoyos et al, 2004).

2. Cianobacterias, cianotoxinas y toxicidad en aguas de consumo y de baño.

2.1. Metodología

En los años 2004 y 2005, desde mayo hasta octubre (periodo óptimo para el desarrollo de cianobacterias), se muestrearon 25 embalses utilizados para usos recreativos o destinados a la producción de agua de consumo. Su localización se puede ver en la figura 4. Estas campañas de muestreos forman parte de un proyecto más amplio que continúa en la actualidad.

El punto de muestreo se localiza a 100 m de la presa en los embalses de abastecimiento y en la zona de baño en los dedicados a este uso. La profundidad de muestreo es aquella en la que se encuentra la mayor concentración de clorofila de la columna de agua (medida con un fluorómetro).

Se realizan medidas y análisis de los parámetros físico-químicos normalmente utilizados en estudios limnológicos. Para el estudio del fitoplancton se hacen análisis de clorofila a, recuentos de células por el método de Utermöhl y cálculos de biovolúmenes. Las toxinas se analizan mediante ELISA y HPLC y para los ensayos de toxicidad se utilizan larvas de *Artemia salina*.

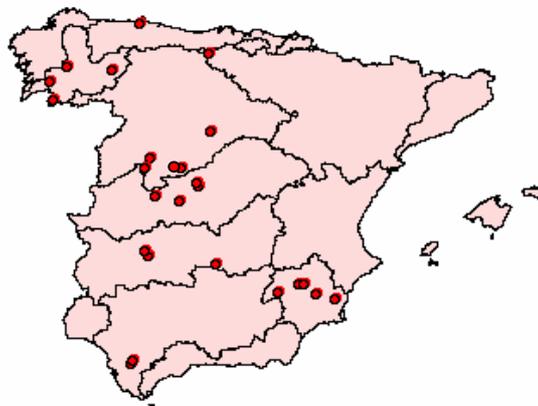


Figura 4. Localización de los embalses estudiados

2.2. Clasificación de los embalses según la cantidad de cianobacterias.

El 64 % de los embalses estudiados se clasifican, de acuerdo con la clorofila y el biovolumen del fitoplancton y siguiendo los criterios de la OCDE, como eutróficos o hipereutróficos y el 36 % como oligotróficos, mesotróficos o moderadamente eutróficos (figura 5).

Hemos dividido a los embalses, según el biovolumen de cianobacterias, en 4 grupos. Los límites entre los grupos se corresponden con los valores guía que da la OMS (tabla 2). Se puede observar (figura 5) que los embalses con más de 2 mm³/l de cianobacterias son siempre eutróficos o hipereutróficos. También hay casos de embalses eutróficos e hipereutróficos sin cianobacterias o con muy poca cantidad de ellas.

Tabla 2. *Valores Guía de la OMS para Cianobacterias en agua destinada a la producción de agua de consumo humano y en aguas de baño* (Chorus & Bartram, 1999).

Valores Guía de la OMS para agua destinada a la producción de agua de consumo humano	Valores Guía de la OMS para aguas de baño	Células/ml	Biovolumen (mm ³ /l)
Nivel de vigilancia		200	0,02
Nivel de Alerta I		2000	0,2
	Bajas probabilidades de efectos adversos para la salud (Nivel guía 1)	20000	2
Nivel de Alerta II	Moderadas probabilidades de efectos adversos para la salud (Nivel guía 2)	100000	10

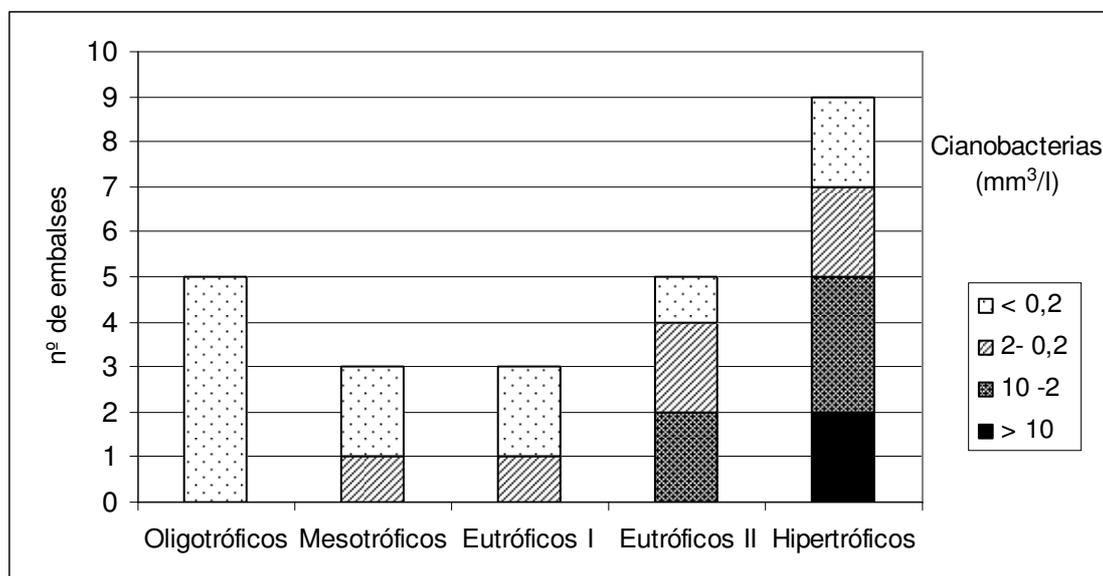


Figura 5. *Clasificación de los embalses estudiados en categorías tróficas y según el biovolumen de cianobacterias* (ver tabla 2).

No sólo la cantidad de cianobacterias aumenta con la eutrofización, también lo hace el porcentaje de las mismas en el total del fitoplancton, lo que ya ha sido señalado en otros trabajos (Willén, 2000).

2.3. Distribución de cianobacterias en los dos años de estudio

El porcentaje de embalses con altas cantidades de cianobacterias es mayor en 2004 que en 2005 (figura 6). Hay dos embalses muestreados en los dos años de estudio (Cazalegas y Arcos). En ambos, la cantidad de cianobacterias en 2004 fue mucho mayor que la encontrada en 2005, aunque el biovolumen total del fitoplancton se mantuvo en los dos años en cantidades similares (figuras 7 y 8). Este cambio en el grupo de algas dominantes puede ser debido a que 2005 fue un año menos lluvioso, lo que pudo dar lugar a menos arrastres desde la cuenca y menores concentraciones de fósforo en el agua. Esta hipótesis no la podemos confirmar porque no se dispone de una serie de datos completa de este elemento que cubra todo el periodo de muestreo.

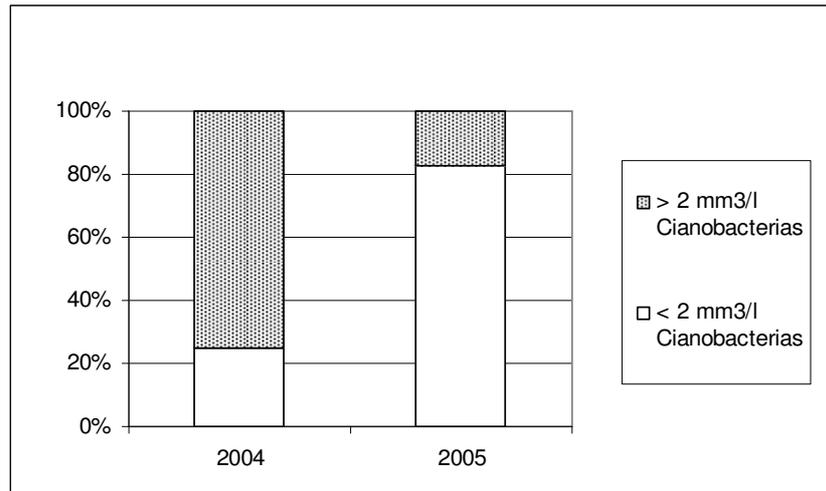


Figura 6. Porcentajes de embalses con cianobacterias abundantes en los dos años de estudio considerados.

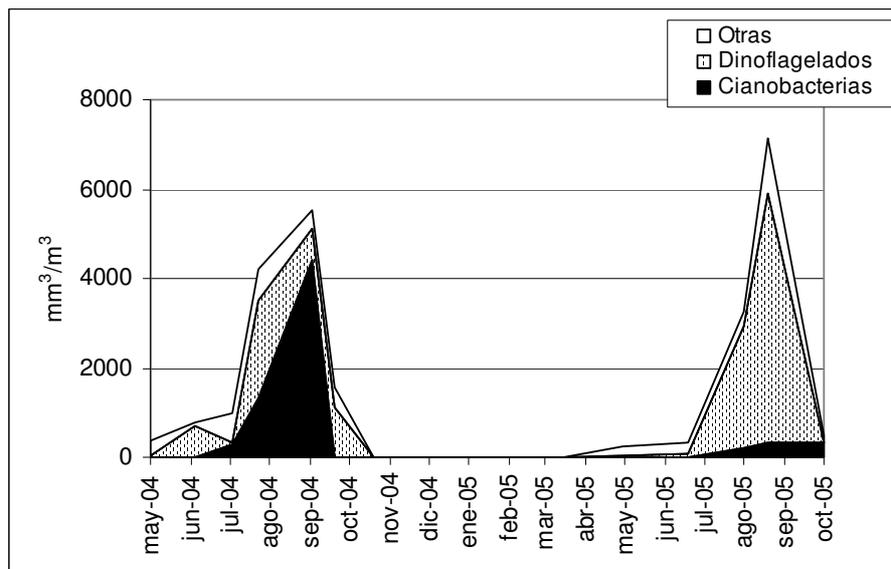


Figura 7. Variación de la composición del fitoplancton en los dos años de estudio en el embalse de Arcos

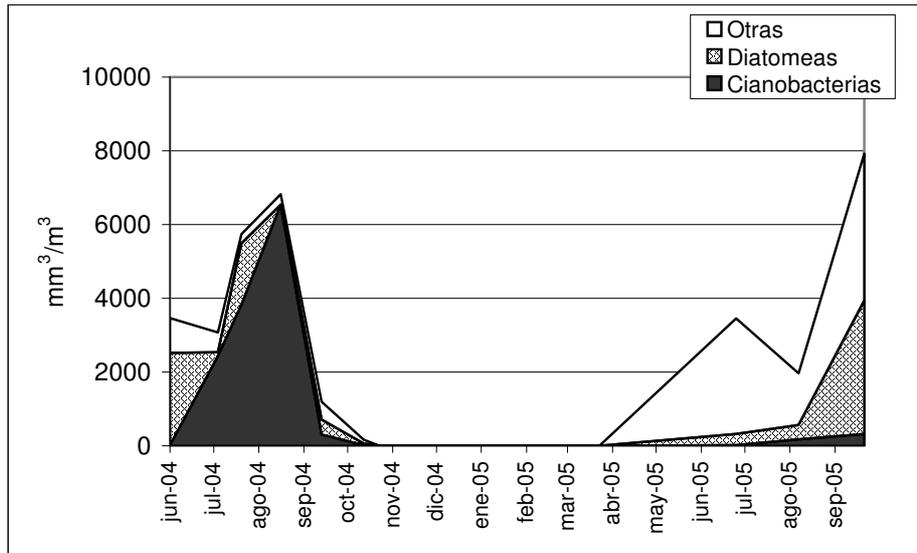


Figura 8. Variación de la composición del fitoplancton en los dos años de estudio en el embalse de Cazalegas.

2.4. Relación entre las cianobacterias, la toxicidad y las toxinas

Considerando en su conjunto los 25 embalses estudiados en este proyecto, 7 (un 28 % del total) presentaron máximos de cianobacterias mayores de $2 \text{ mm}^3/\text{l}$ (figura 9). Todos ellos presentaron toxicidad, aunque en uno de ellos no se encontró la toxina causante de la misma. Los biovolúmenes máximos de cianobacterias encontrados en los 18 embalses restantes (72 % del total) fueron siempre menores de $2 \text{ mm}^3/\text{l}$. En estos últimos embalses sólo se encontró un caso con cianotoxinas en cantidades apreciables, pero 7 presentaron toxicidad (figura 9). Esta toxicidad debió producirse por causas diferentes a las cianobacterias.

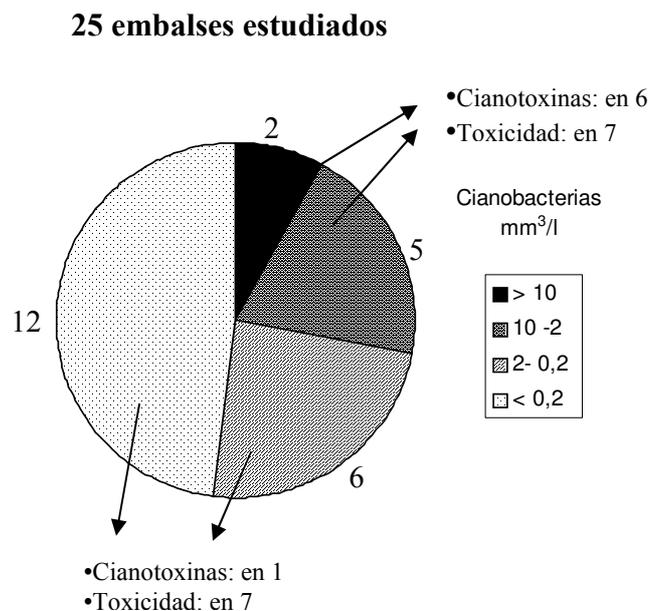


Figura 9. Clasificación de los embalses estudiados según el biovolumen máximo de cianobacterias.

En la tabla 3 se pueden ver las especies de cianobacterias encontradas en los embalses estudiados durante los dos años de estudio. Se señalan las que son potencialmente tóxicas.

Tabla 3. *Cianobacterias encontradas en los embalses estudiados durante 2004 y 2005. En negrita se señalan las especies potencialmente tóxicas.*

Anabaena cf. aphanizomenoides	<i>Planktolygbya limnetica</i>
Anabaena crassa	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Anabaena flos-aquae	<i>Microcystis novacekii</i>
Anabaena sigmaidea	<i>Microcystis cf. smithii</i>
Aphanizomenon flos-aquae	<i>Microcystis wesenbergii</i>
Aphanizomenon gracile	<i>Pseudanabaena cf. catenata</i>
Aphanizomenon issatschenkoi	<i>Planktothrix cf. agardhdii</i>
Aphanizomenon ovalisporum	<i>Planktothrix prolifica</i>
<i>Aphanocapsa incerta</i>	<i>Planktothrix isothrix</i>
<i>Aphanothece clathrata</i>	<i>Raphidiopsis mediterranea</i>
<i>Coelosphaerium cf. kuetzingianum</i>	<i>Romeria cf. gracilis</i>
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	<i>Romeria elegans</i>
<i>Jaaginema cf. lancaeforme</i>	<i>Snowella sp</i>
<i>Limnothrix cf. planctonica</i>	<i>Synechococcus sp.</i>
<i>Limnothrix redekei</i>	<i>Synechocystis aquatilis</i>
<i>Merismopedia cf. punctata</i>	<i>Woronichinia naegeliana</i>
<i>Merismopedia trolleri</i>	

La tabla 4 recoge los embalses con cianobacterias abundantes al menos en algún momento del periodo estudiado (más de 2 mm³/l). En esta tabla también se muestra la toxicidad encontrada, la toxina responsable de esa toxicidad y las probables especies de cianobacterias productoras de la misma. En la mayor parte de los casos la toxicidad es debida a microcistinas, producidas por diversas especies de cianobacterias. La mayor concentración de microcistina LR en la fracción particulada se encontró en el embalse de Cazalegas en agosto de 2004, asociada a especies de *Microcystis*. En cambio en 2005, en este embalse, la concentración de microcistinas no superó nunca 1 µg/l (en este año no se detectaron *Microcystis*)

En el embalse de Arcos las dos especies de cianobacterias más abundantes fueron *Aphanizomenon ovalisporum* y *Planktothrix isothrix*. No se encontraron cantidades apreciables de microcistinas y anatoxinas, pero si se observó toxicidad. La toxicidad está positivamente correlacionada con la abundancia de *Aphanizomenon ovalisporum* (figura 7). Se ha comprobado posteriormente que la toxina causante de esta toxicidad era cilindrospermopsina. Es la primera cita de un bloom de *Aphanizomenon ovalisporum* en España y la primera cita en Europa de altas concentraciones de cilindrospermopsina (Quesada et al, 2006).

Tabla 4. Embalses con biovolumenes máximos de cianobacterias mayores de 2 mm³/l. En cada uno de ellos se señalan los valores máximos de toxicidad expresada como 1/VL50 (siendo VL50 el volumen de agua que es letal para el 50 % de la población de *Artemia salina*), la toxina responsable de esa toxicidad, su concentración en la fracción particulada y las probables especies de cianobacterias productoras de la misma.

Cuenca	Embalse	Toxicidad 1/VL50 (l ⁻¹)	Toxina (tipo)	Toxina (ug/l)	Probables especies asociadas
Guadalquivir	Arcos	4,5	Cilindrospermopsina	¿?	<i>Aphanizomenon ovalisporum</i>
Guadiana	Vega del Jabalón	12,3	¿?	¿?	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Tajo	Cazalegas	20,0	Microcistina LR	12,6	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Microcystis wesenbergii</i>
	Picadas	69,4	Microcistina LR	1,5	<i>Microcystis aeruginosa</i> y <i>Microcystis navacekii</i>
	Rosarito	33,3	Anatoxina a	0,31	<i>Anabaena flos-aquae</i>
Duero	Cogotas	5,0	Microcistina LR	8,7	<i>Planktothrix cf. agardhii</i>
Norte	Trasona	3,0	Microcistina LR	0,7	<i>Woronichinia naegeliana</i>

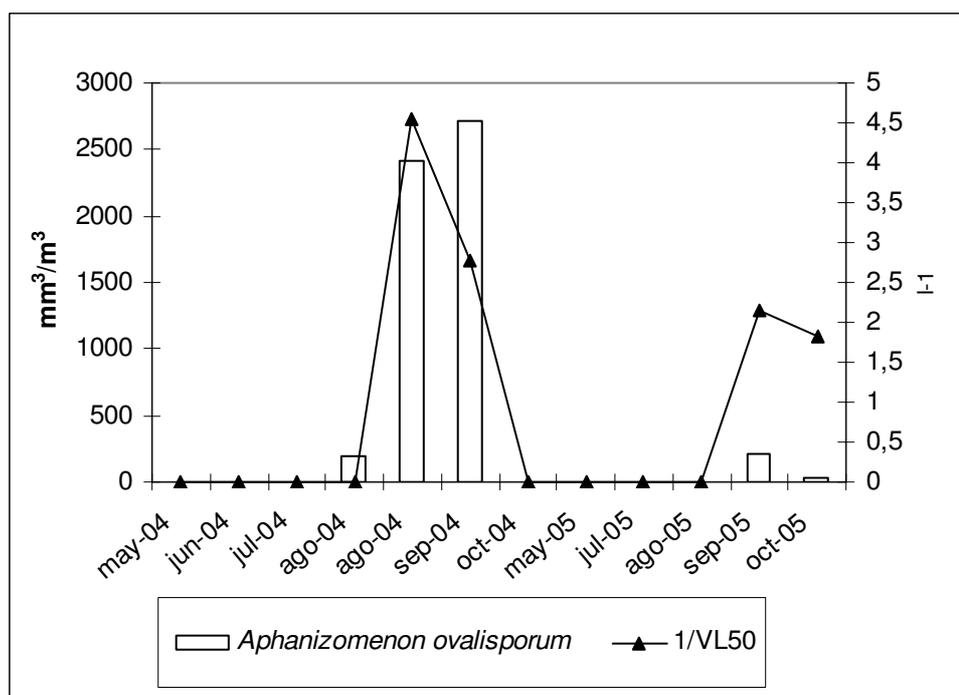


Figura 7. Toxicidad expresada como 1/VL50 (siendo VL50 el volumen de agua que es letal para el 50 % de la población de *Artemia salina*) y biovolumen de *Aphanizomenon ovalisporum* en el embalse de Arcos durante el periodo mayo-octubre de 2004 y 2005.

El embalse de Rosarito se muestreó únicamente durante 2004. La mayor parte del fitoplancton estuvo formada por cianobacterias, siendo estas muy abundantes (medias de 19,4 mm³/l). Las especies más abundantes fueron *Aphanizomenon gracile*, *Planktothrix agardhii*, *Limnothrix* sp. y *Anabaena flos-aquae*. A pesar de la gran cantidad de cianobacterias, las concentraciones de microcistinas detectadas fueron siempre bajas (menores de 1 µg/l). La toxicidad en este embalse está bien correlacionada con la anatoxina a (figura 8) y parece deberse a *Anabaena flos-aquae*. El

embalse de Rosarito es el único embalse de todos los estudiados en el que se detectó anatoxina, a pesar de que especies potencialmente productoras de esta toxina fueron encontradas en otros muchos embalses.

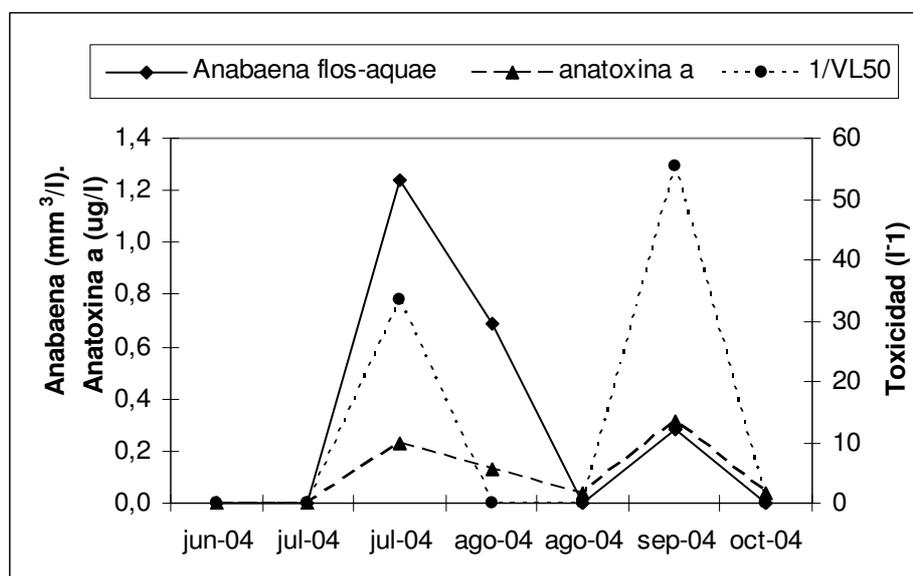


Figura 8. Toxicidad expresada como 1/VL50 (siendo VL50 el volumen de agua que es letal para el 50 % de la población de *Artemia salina*), biovolumen de *Anabaena flos-aquae* y anatoxina a en el embalse de Rosarito durante el periodo junio-octubre de 2004.

3. Aplicación de la teledetección al estudio de cianobacterias en los embalses españoles.

3.1. Metodología y Objetivos

Durante varios años se han tomado datos, en unos 40 embalses españoles, sobre la óptica del agua (radiometría sobre la superficie del agua y en su interior) (figura 9). Se han realizado muestreos en el primer espesor óptico para analizar por HPLC y espectrofotometría numerosos pigmentos fotosintéticos (entre ellos Ficocianina, Zeaxantina y Ficoeritrina, marcadores de la presencia y abundancia de cianobacterias) y el estudio taxonómico y de biovolumen del fitoplancton. También se han realizado medidas directas por fluorescencia de algunos de esos pigmentos y otros parámetros de calidad del agua (CDOM, turbidez, etc.). Todo ello con el objetivo de formar un importante banco de datos, de espectros y de valores de concentraciones de pigmentos, que permitieran desarrollar modelos de reflectividad para poder elaborar mapas temáticos de esas concentraciones y así poder avanzar en la identificación de los grandes grupos de algas y particularmente de las cianobacterias, que reclaman la atención de tantos especialistas en los últimos años.

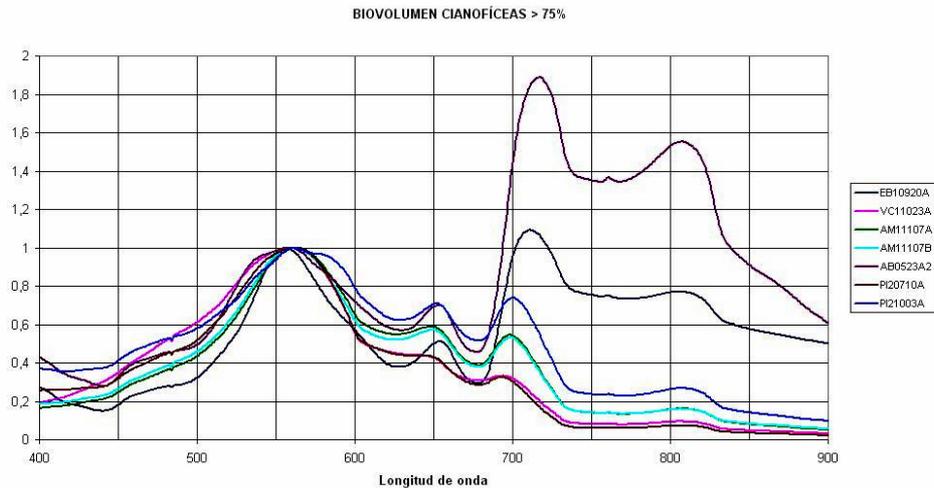


Figura 9.- Espectros radiométricos típicos de masas de agua dominadas por *Cyanobacteria*.

3.2. Resultados

Inicialmente se han desarrollado algoritmos, o ecuaciones de ajuste, que se han calibrado y validado con imágenes del sensor MERIS del satélite europeo Envisat-1 (15 bandas espectrales, 300 m de tamaño de píxel), capaz de estudiar sólo los embalses de mayor área de nuestro país dada su resolución espacial (AOE-594). Dichos algoritmos se han aplicado a las imágenes recibidas y se han obtenido mapas de concentración de Clorofila-a y Ficocianina de los principales embalses de la península.

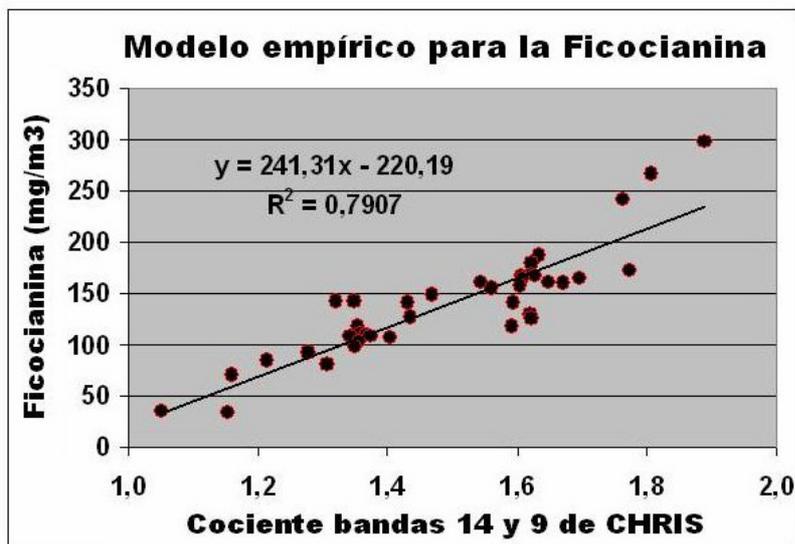


Figura 10.- Línea de ajuste entre el cociente normalizado de las Bandas CHRIS 14 y 9 y la concentración de Ficocianina.

Por otra parte, en el marco de otro proyecto ESA (AO-2830) se han obtenido imágenes del sensor CHRIS del satélite Proba (17 bandas espectrales en la zona del visible, 17 m de resolución espacial) del embalse de Rosarito, en la cuenca del Tajo, con una

población algal dominada habitualmente por cianobacterias. Con estas imágenes se han utilizado los algoritmos desarrollados inicialmente para MERIS, obteniéndose buenos resultados (figura 10), lo que ha permitido mejorar el ajuste del modelo desarrollado y ampliar su campo de aplicabilidad.

Como ejemplo de los resultados obtenidos se muestra un esquema de la evolución de los valores estimados en comparación con la información directa tomada de la masa de agua (figura 11).

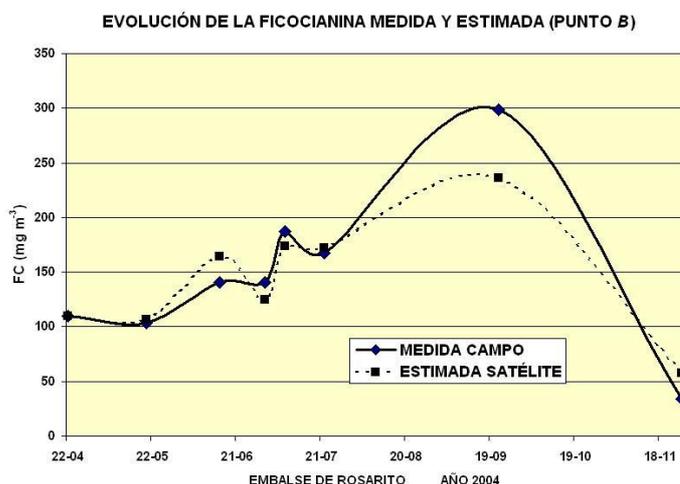


Figura 11.- Evolución de la concentración de Ficocianina estimada por teledetección y la medida a partir de fluorometría y biovolumen.

Conclusiones

En el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX se vienen realizando desde 1970 diferentes tipos de estudios que muestran la abundancia y distribución de cianobacterias en los embalses españoles. Durante los últimos años se están desarrollando metodologías para aplicar la teledetección a estos fines. Recientemente se ha iniciado una nueva línea sobre la toxicidad y toxinas producidas por estas cianobacterias.

Estos estudios indican que:

- Aproximadamente en la mitad de los embalses las cianobacterias potencialmente tóxicas son abundantes o dominantes.
- En los embalses de la zona silíceo del W las cianobacterias son más abundantes que en los situados sobre rocas sedimentarias de la zona E.
- Más de la mitad de las especies de cianobacterias encontradas son potencialmente tóxicas.
- En los muestreos realizados hasta ahora, todos los embalses con altas cantidades de cianobacterias (biovolumen mayor de 2 mm³/l) presentaron toxicidad debida a microcistinas, anatoxinas o cilindrospermopsina.
- La teledetección se presenta como un instrumento muy útil para la evaluación de la distribución espacial de los desarrollos masivos de cianobacterias.

Bibliografía

Alvarez Cobelas, M. & M. Arauzo, 1994. Phytoplankton responses to varying time scales in a eutrophic reservoir. *Arch. Hydrobiol. Ergebn Limnol.* 40: 69-80.

Carrasco, D., E. Moreno, T. Paniagua, C. De Hoyos, L. Wormer, D. Sanchis, G. A. Codd & A. Quesada. Anatoxin-a occurrence and potencial cyanobacterial anatoxin-a-producers in Spanish reservoirs. Enviado para su publicación.

Chorus, I. & J. Bartram. 1999. *Toxic Cyanobacteria in water. A Guide to their public health consequences, monitoring and management.* World Health Organization. London. E & FN Spon.

Dasí, M. J., M.R. Miracle, A. Camacho, J. M. Soria & E. Vicente, 1998. Summer phytoplankton assemblages across trophic gradients in hard-water reservoirs. *Hydrobiologia* 369/370: 27-43.

De Hoyos, C, A. Negro & J. Avilés. 2003. Las Cianobacterias en los embalses españoles: situación actual. *Ingeniería Civil* 129: 93-100.

De Hoyos, C., A. Negro & J.J. Aldasoro. 2004. Cianobacteria distribution and abundance in the Spanish water reservoirs during thermal stratification. *Limnetica* 23 (1-2): 119-132

De Hoyos, C, M. E. Hernández, A. Negro, D. Carrasco & A. Quesada. Cyanobacterial blooms in 171 Spanish water reservoirs. Enviado para su publicación.

Negro, A. I., C De Hoyos & J. C. Vega, 2000. Phytoplankton structure and dynamics in Lake Sanabria and Valparaíso reservoir (NW Spain). *Hydrobiologia* 424: 25-37.

Margalef, R., M. D. Planas, J. Armengol, A. Vidal, N. Prat, A. Guisset, J. Toja & M. Estrada, 1976. *Limnología de los embalses españoles.* Dirección General de Obras Hidráulicas. M.O.P. Publ. 123. Madrid.

Peña-Martínez R., Domínguez-Gómez J. A., De Hoyos, C., & Ruiz-Verdú, A. 2003. Mapping of Photosynthetic Pigments in Spanish Reservoirs. *Proceedings of the MERIS User Workshop.* Frascati, Italia.

Peña-Martínez R., Ruiz-Verdú A. & Domínguez-Gómez J. A. 2004. Mapping of Photosynthetic Pigments in Spanish Inland Waters using MERIS Imagery. *Proceedings of the 2004 Envisat & ERS Symposium.* Salzburg, Austria

Pérez-Martínez, C & P. Sánchez-Castillo. 2004. Temporal occurrence of *Ceratium hirundinella* in Spanish reservoirs. *Hydrobiologia* 452, 1-3: 101-107.

Planas, D., 1975. Distribution and productivity of the phytoplankton in Spanish reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1860-1870.

Quesada, A, D. Sanchis & D. Carrasco. 2004. Cianobacteria in Spanish reservoirs. How frequently are they toxic?. *Limnetica* 23 (1-2): 109-118.

Quesada, A, E. Moreno, D. Carrasco, T. Paniagua, L. Wormer, C. De Hoyos & A. Sukenik .2006. Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in a Spanish water reservoir. *Eur.J. Phycol* 41:39-45.

Ramón, G. & G. Moyá, 1984. Seasonal variations in the vertical distribution of *Oscillatoria rubescens* D.C. in the Gorg Blau reservoir, Spain. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1546-1549.

Sabater, S. & J. Nolla. 1991., Distributional patterns of phytoplankton in Spanish reservoirs: First results and comparison after fifteen years. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1371-1375.

Toja, J., 1980. Limnología del embalse de La Minilla durante 1976. I. Ciclo del fitoplancton en relación con los factores del medio. *Oecologia aquatica*, 4: 71-88.

Vicente, E; A. Camacho, M.D. Sendra, D. Sanchis, J.M. Soria, M.J. Dasí & M.R. Miracle. 2000. Limnological management of the Amadorio reservoir (Spain) during an extremely dry summer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 2298-2302.

Vidal-Celma, A., 1969. Evolution d'un lac de barrage dans le NE de l'Espagne pendant les quatre premières années de service. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 17: 191-200.

Willén, E. 2000. Phytoplankton water quality assessment- an indicator concept. In: *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*: 58-80. P. Heinonen, G. Ziglio & A. Van der Beken (eds), Wiley & Sons. Ltd.