

CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DEL FITOPLANCTON DEL EMBALSE DE VALMAYOR (MADRID) POR TRATAMIENTO CON SULFATO CÚPRICO

F. J. Haering

C/ Cea Bermúdez, 66 - 28003 Madrid

Palabras clave: reservoir, copper sulfate, phytoplankton, nitrate.

ABSTRACT

CHANGES IN THE PHYTOPLANKTON STRUCTURE OF VALMAYOR RESERVOIR (MADRID) CAUSED BY COPPER SULFATE TREATMENT

In this work we have studied the effect of the treatment with copper sulfate on the phytoplankton of Valmayor reservoir (Madrid). This treatment was necessary because of a Cyanophycean bloom, (mostly *Microcystis aeruginosa*), that used to appear in summer, when nitrate became depleted. It was done from the 30th of July to the 14th of October of 1981; in the next year it was started on the 27th of April. The investigation was finished in June of 1982.

The utilization of copper sulfate caused the disappearance of the *Cyanophyceae*. They were replaced by copper sulfate resistant *Chlorophyceae*: *Dictyosphaerium pulchellum*, *Crucigenia rectangularis*, *Coelastrum microporum*, *Chlamydomonas orbicularis*. There was also a *Diatom*: *Fragilaria crotonensis*, that had been considered no resistant to copper sulfate action.

In 1982 *Cyanophyceae* did not appear, in its place the following *Chlorophyceae* did it: *Scenedesmus ecornis*, *Pandorina morum*, *Coelastrum microporum*, *Sphaerocystis Schroeteri*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Staurastrum messikommeri*, *Pediastrum duplex*. *Fragilaria crotonensis* appeared again.

Paradoxically total phytoplankton biomass increased during the treatment. On the contrary diversity decreased.

INTRODUCCION

El sulfato cúprico es un compuesto utilizado mundialmente como algicida. Son innumerables los trabajos que estudian su efecto en especies determinadas. Las revisiones más importantes son: Doudoroff & Katz, 1953; Murgel Branco & Cardinale Branco, 1969; Phipps, 1984; Kohler & Labus, 1984.

No está muy aclarada la acción específica del ion cúprico sobre las algas. Parece ser que inhibe la fotosíntesis y afecta a la permeabilidad de las membranas ocasionando pérdidas de K^+ (Rai *et al.* 1981). Otros autores opinan que la nitrito-reductasa es dañada, y no puede ejercer su función (Kashyap & Gupta, 1982).

En muy raras ocasiones se ha estudiado la alteración de una comunidad de algas ocasionada por el sulfato cúprico (Crance, 1963; Ayles *et al.*, 1976; Whitaker *et al.* 1981).

Este trabajo es una aportación en este sentido. Se han estudiado las variaciones del fitoplancton de un embalse al ser tratado con este algicida.

El embalse de Valmayor está situado en la provincia de Madrid (fig. 1). Sus características físicas ya fueron expuestas en otro trabajo anterior (Haering, 1983). Posee características hipertróficas: desoxigenación total del fondo durante el verano, y parcial en toda la columna de agua en la circulación otoñal. Es un embalse monomíctico-templado (Margalef, 1974) con estratificación de junio a octubre y circulación de noviembre a mayo.

El sulfato cúprico se utilizó debido a que ocurría una floración de cianofíceas durante el verano, y ocasionaba numerosos problemas técnicos en la planta de tratamiento de agua: subida del pH, colmatación rápida de los filtros, mal sabor del agua, etc.

Limnética 3: 171-178 (1987)

O Asociación Española de Limnología, Madrid. Spain

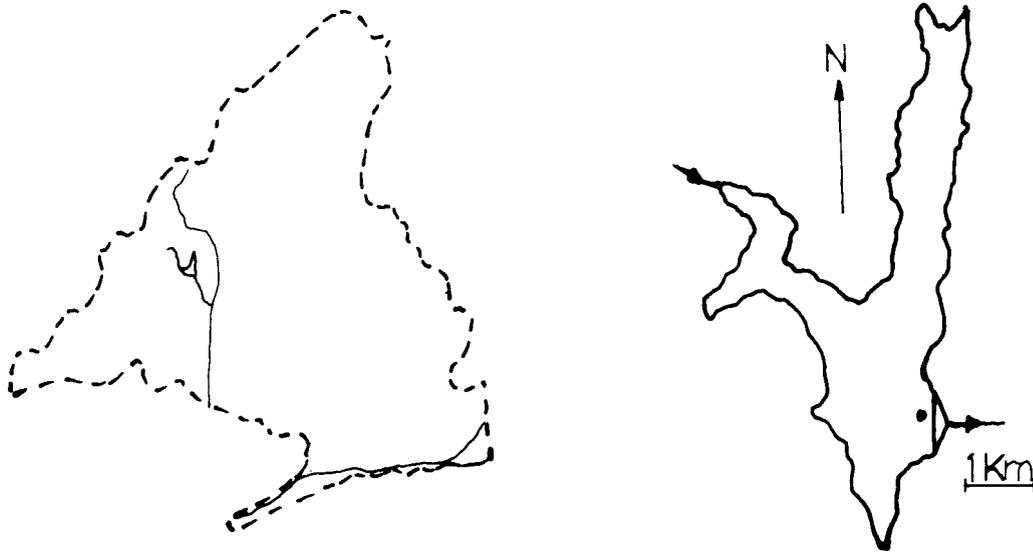


Fig. 1.-Situación del embalse en la provincia de Madrid, y estación de muestreo en el embalse. El río Aulencia, afluente del Guadarrama, forma el embalse. El punto al lado de presa indica el lugar de muestreo.

Situation of the reservoir in the province of Madrid and sample point at the reservoir. The river Aulencia, branch of river Guadarrama, forms the reservoir. The point by the barrage shows the sample point.

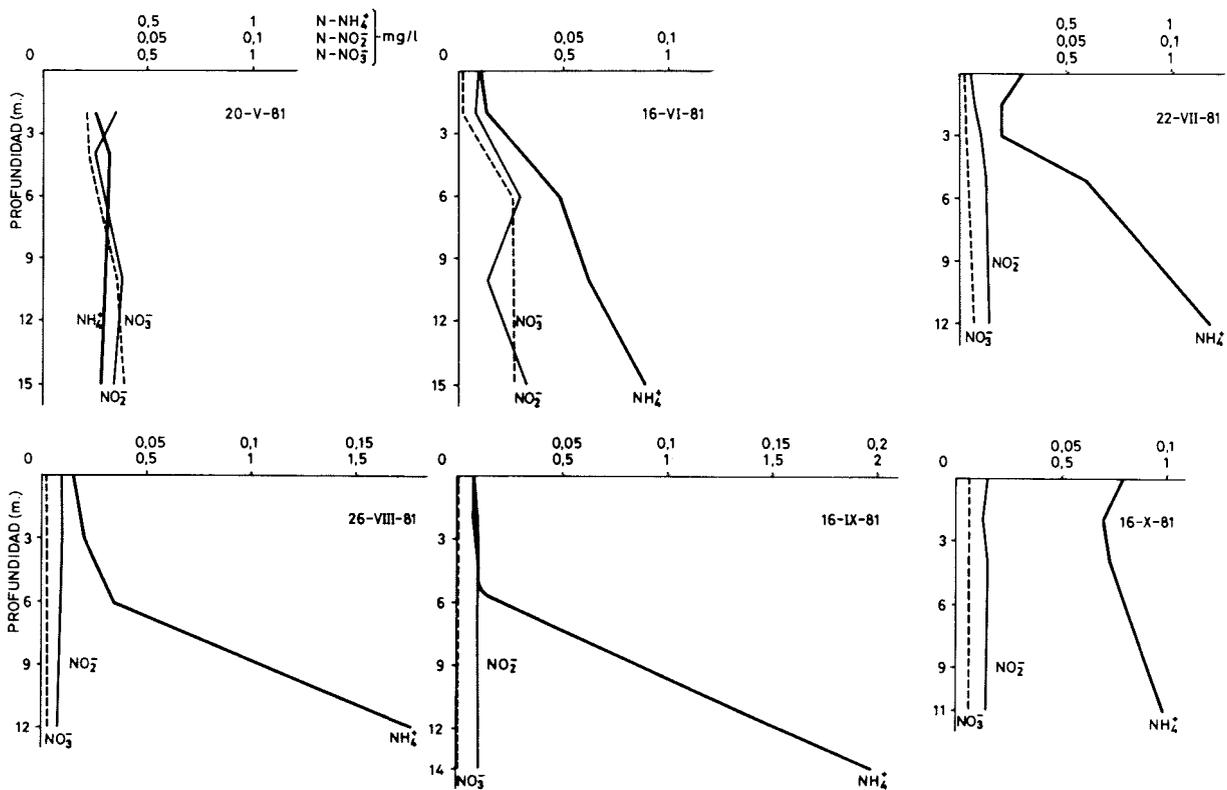


Fig. 2.-Concentración de amonio, nitrito y nitrato en el embalse (1.ª parte).
Ammonium, nitrite and nitrate concentrations in the reservoir (1st part).

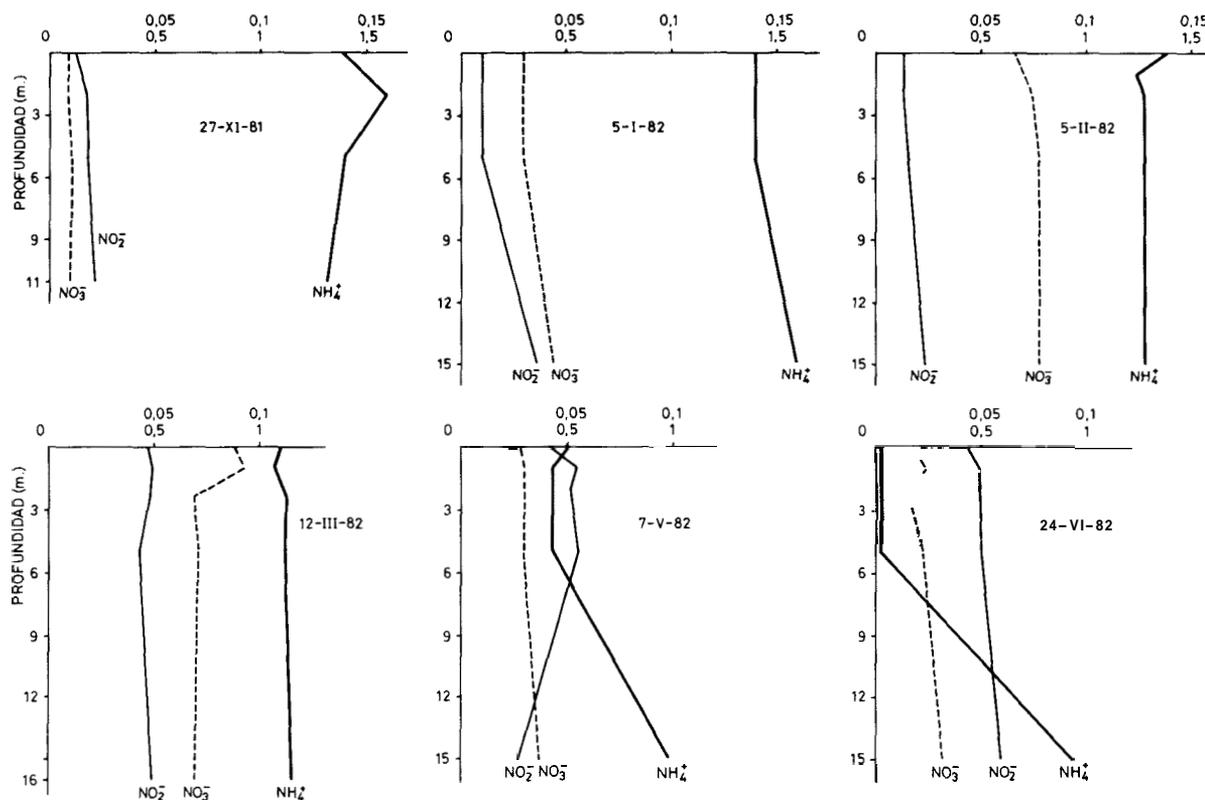


Fig. 3.-Concentración de amonio, nitrito y nitrato en el embalse (2.ª parte).
Ammonium, nitrite and nitrate concentration in the reservoir (2nd part).

MATERIAL Y METODOS

Se realizó un muestreo mensual al lado de la torre de toma (fig. 1) con una bomba o con un muestreador Ruttner, sin que hubiera diferencias significativas entre ambos métodos.

Los parámetros químicos se determinaron de mayo de 1981 a junio de 1982. El amonio se midió por nesslerización, el nitrito por diazotización, el nitrato por reducción con cadmio y el fosfato por el método de azul de molibdeno. Todos ellos son colorimétricos (Apha, 1980), el aparato utilizado fue un espectrofotómetro HACH modelo DR/2.

Los parámetros biológicos se determinaron de octubre de 1980 a junio de 1982. El fitoplancton se contó y clasificó con un microscopio invertido WILD M40. La biomasa de las algas se obtuvo considerando la densidad de las algas igual a 1 mg/mm^3 , y midiendo los volúmenes de al menos diez individuos de cada especie.

Para la diversidad se aplicó el índice de Shannon-Weaver.

El sulfato cúprico se colocaba en sacos en la parte delantera de una motora, y se dejaba disolver mientras se daban vueltas alrededor del lugar elegido. Del 30 de julio al 14 de octubre de 1981 se disolvieron diariamente 80 kg. en la zona de la torre de toma y 30 kg. en la desembocadura del río Aulencia (ver fig. 1). En 1982 se empezó el 27 de abril, pero sólo se disolvían 50 kg. en la zona de la torre de toma. El tratamiento continuó después de acabado este estudio todo el verano.

Durante el tiempo de aplicación en 1981 el volumen era de aproximadamente 30 Hm^3 . Suponiendo que el sulfato afectara como mucho a la mitad del agua embalsada, y con una fórmula $\text{SO}_4\text{Cu} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, es decir un peso molecular = 249.5 se obtiene una dosis de $7.4 \mu\text{g/l}$ de sulfato y de $1.9 \mu\text{g/l}$ de Cu^{2+} . En 1982 el volumen es de 45 Hm^3 , lo que da una dosis de $2.2 \mu\text{g/l}$ de sulfato y $0.56 \mu\text{g/l}$ de Cu^{2+} . La dosis que se emplea contra las *algas azules* oscila en la bibliografía alrededor de $1 \mu\text{g/l}$ (Horne & Goldman, 1974; Steeman-Nielsen & Laursen, 1976).

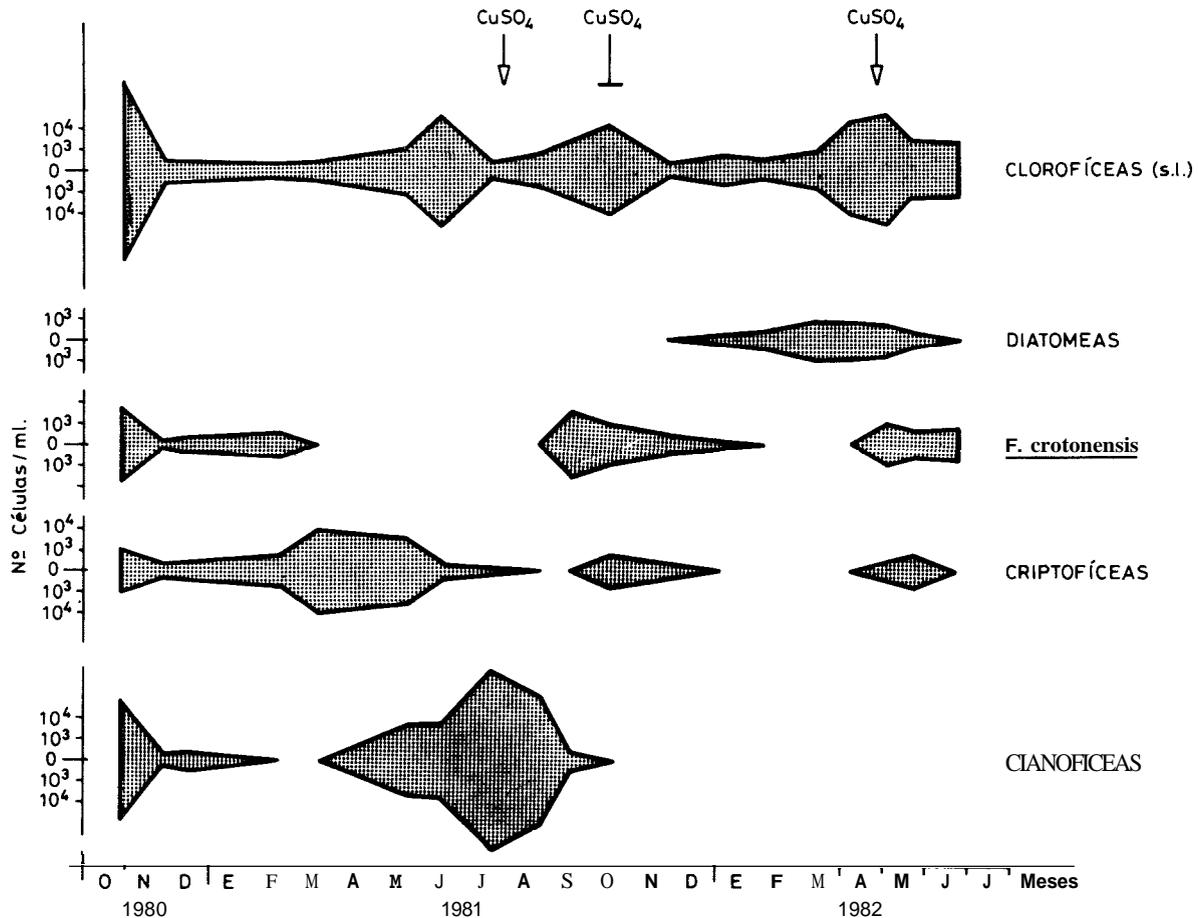


Fig. 4.—Concentración de algas en la superficie (n.º de células/ml). Curvas cúbicas con valor duplicado. \uparrow CuSO_4 = comienzo del tratamiento con sulfato cúprico; \downarrow CuSO_4 = fin del tratamiento.

Surface algal concentration (number of cell/ml). Duplicated cubic curves. \uparrow CuSO_4 = beginning of the copper sulphate treatment. \downarrow CuSO_4 = end of the treatment.

RESULTADOS

El amonio se distribuye uniformemente en primavera (fig. 2). En verano los valores entre superficie y fondo son muy diferentes (0.15 y 1.8 mg/l el 26.8.81). Con la circulación aumenta espectacularmente en toda la masa de agua (1.4 mg/l el 27.11.81). En este último muestreo (fig. 3) aparece otra vez la diferencia de valores (0.04 en superficie y 0.95 mg/l en el fondo).

El nitrito (fig. 2 y 3) tiene una distribución regular en casi todos los muestreos. El 16.6.81 y el 7.5.82 se dan valores máximos en zonas intermedias. En verano es cuando se tienen los valores mas bajos (p.e. el 26.8.81), y en primavera los mas altos (p.e. el 7.5.82).

La concentración de nitratos (fig. 2 y 3) empieza a

disminuir en las capas superficiales al comienzo del verano (16.6.81) hasta desaparecer en toda la masa de agua durante el mismo. Con la circulación otoñal aumenta progresivamente hasta 0.95 mg/l el 12.3.82, disminuyendo posteriormente.

Los valores de fosfato son generalmente mayores en verano que en el resto del año (tabla 1), en esta segunda época la distribución es regular, mientras que en el estío aparecen valores muy diferentes entre la superficie y el fondo. Margalef et al. (1976) encuentran como valor máximo en España 0.59 mg/l en el embalse de Valdecañas a 20 m. de profundidad. Esta cifra es igualada en el muestreo del 26.8.81 en el fondo, y superada el 16.9.81: 0.78 mg/l, también en el fondo.

La sucesión del fitoplancton (fig. 4) fue la siguiente:

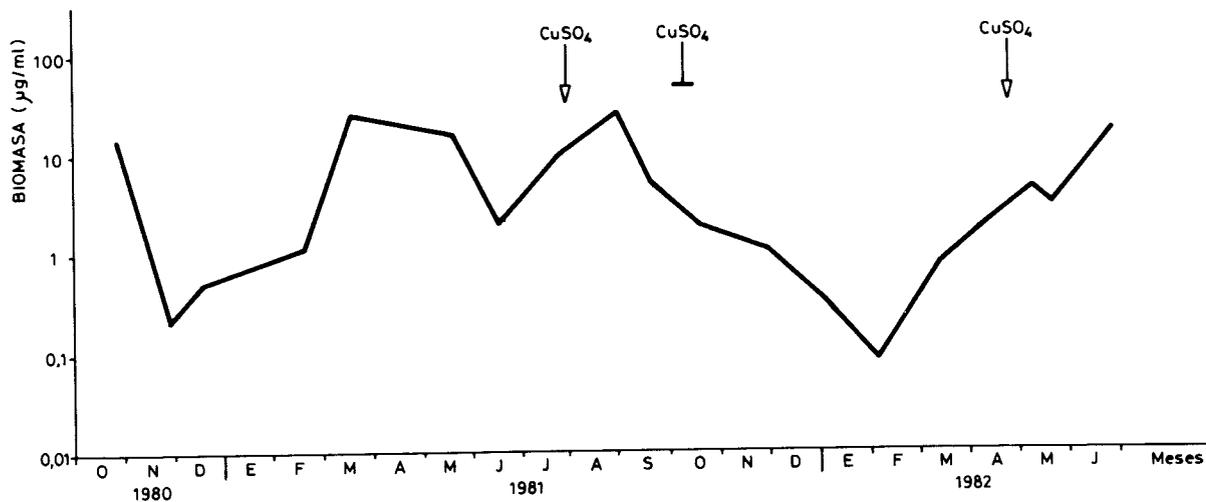


Fig. 5.-Biomasa del plancton superficial (en escala logarítmica) a lo largo del estudio. † CuSO₄ y T CuSO₄ significan lo mismo que en la figura 4.

Phytoplankton biomass (in logarithmic scale) along the work. † CuSO₄ and T CuSO₄ mean the same as fig. 4.

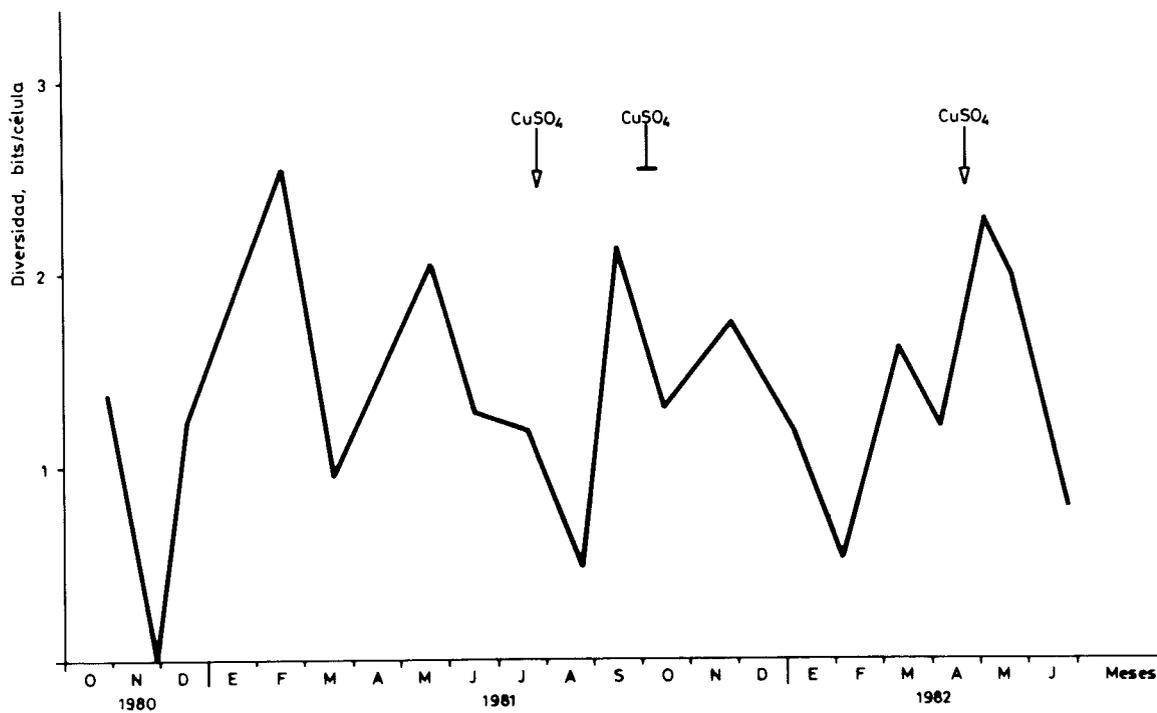


Fig. 6.-Diversidad del fitoplancton. † CuSO₄ y T CuSO₄ significan lo mismo que la figura 4.

Phytoplankton diversity. † CuSO₄ and T CuSO₄ mean the same as in fig. 4.

| Prof. m | 1 9 8 1 | | | | | | | 1 9 8 2 | | | | | |
|---------|---------|------|------|------|------|-------|-------|---------|------|------|------|------|------|
| | 20.5 | 16.6 | 22.7 | 26.8 | 16.9 | 16.10 | 27.11 | 5.1 | 5.2 | 12.3 | 6.4 | 7.5 | 24.6 |
| 0 | | 0.09 | 0.13 | | 0.19 | 0.26 | 0.35 | 0.16 | 0.21 | 0.19 | 0.19 | 0.27 | 0.26 |
| 1 | | | | 0.16 | | | | | 0.21 | 0.20 | 0.20 | 0.27 | 0.31 |
| 1.5 | | | 0.16 | | | | | | | | | | |
| 2 | 0.10 | 0.09 | | | 0.20 | 0.24 | 0.35 | 0.16 | 0.28 | | 0.20 | 0.30 | 0.27 |
| 2.5 | | | | | | | | | | 0.20 | | | |
| 3 | | | 0.24 | | | | | | | | | | |
| 4 | 0.09 | | | 0.16 | 0.19 | 0.24 | | | | | | | |
| 5 | | | 0.31 | | | | 0.38 | 0.15 | 0.21 | 0.20 | 0.19 | 0.27 | 0.28 |
| 6 | | 0.23 | | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | 0.24 | | | | | | | | | |
| 10 | 0.18 | 0.19 | | | | | | | | | | | |
| 11 | | | | | | 0.30 | 0.33 | | | | | | |
| 13 | | | | 0.59 | | (f) | (f) | | | | | | |
| 14 | | | 0.37 | (f) | 0.78 | | | | | | | | |
| 15 | | | (f) | | (f) | | | 0.27 | | | 0.20 | 0.29 | 0.39 |
| 16 | | | | | | | | (f) | | 0.20 | (f) | (f) | (f) |
| 17 | 0.22 | 0.34 | | | | | | (f) | 0.36 | (f) | | | |
| | (f) | (f) | | | | | | (f) | (f) | | | | |

Tabla 1.-Concentración de fosfato (P-PO₄) en mg/l
Phosphate concentration (P-PO₄) in mg/l.

1980 (a partir de octubre): Cianofíceas - Dictyosphaerium y Fragilaria - Criptofíceas.

1981: Criptofíceas - Cianofíceas - Clorofíceas y Fragilaria.

1982 (hasta junio): Clorofíceas y Diatomeas - Clorofíceas.

El 29.10.80 todavía hay floración de Microcystis aeruginosa: 21,000 células/ml, pero ya han aparecido Dictyosphaerium pulchellum (68,000 cél./ml) y Fragilaria crotonensis (6,000 cél./ml).

El 28.11.80 quedan estas dos especies, pero en menor número, y otras como Cryptomonas erosa. El muestreo de diciembre no arroja ninguna variación notable.

El 18.2.81 además de Criptofíceas hay alguna Diatomea, pero muy escasa. Es en el siguiente muestreo (18.3.81) donde las Criptofíceas son claramente dominantes: C. erosa 6,300 cél./ml y Rhodomonas lacustris 2,500 cél./ml.

El 20.5.81 ya ha aparecido Anabaena flos-aquae: 4,400 cél./ml, todavía hay Criptofíceas y han aparecido algunas Clorofíceas. En junio es M. aeruginosa la más numerosa, y en julio sólo hay Cianofíceas: M. aeruginosa: 39,000 cél./ml, Anabaena flos-aquae: 36,000 cél./ml y Aphunizomenon flos-aquae: 5,000 cél./ml.

Debido al tratamiento con sulfato cúprico, en el siguiente mes han desaparecido las Cianofíceas, menos

M. aeruginosa: 30,000 cél./ml, y han aparecido algunas Clorofíceas. Estas son dominantes el 16.9.81: Crucigenia rectangularis (4,700 cél./ml), Chlamydomonas orbicularis (3,000 cél./ml), Dictyosphaerium pulchellum (500 cél./ml). También es muy frecuente la Diatomea Fragilaria crotonensis (4,700 cél./ml).

El 16.10.81 D. pulchellum es la más numerosa (2,500 cél./ml), seguida de F. crotonensis (1,000 cél./ml) y otras Clorofíceas y Criptofíceas. En los siguientes muestreos hasta marzo el número de algas es insignificante.

El 12.3.82 la especie principal es Asterionella formosa (750 cél./ml) y después Coelastrum microporum (510 cél./ml). Aparecen otras Clorofíceas y Diatomeas, pero en pequeño número.

El 7.4.82 todavía es importante A. formosa (890 cél./ml) pero la especie más frecuente es la Clorofíceas Dichotomococcus lunatus (9,500 cél./ml).

Debido al tratamiento con sulfato cúprico aparecen en mayo nuevas especies de Clorofíceas: Scenedesmus ecornis (5,200 cél./ml), Pandorina morum (1,000 cél./ml), aunque todavía hay C. microporum, D. pulchellum y A. formosa.

En el último muestreo (24.6.82), además de las Clorofíceas anteriores se dan en número significativo Staurastrum messikommeri (870 cél./ml) y Pediastrum duplex (590 cél./ml). F. crotonensis vuelve a hacerse notar (490 cél./ml).

La biomasa del fitoplancton de superficie (fig. 5) presenta unas variaciones muy acusadas a lo largo del estudio. En noviembre de 1980 desciende, permanece con valores bajos (alrededor de 1 $\mu\text{g/ml}$), y aumenta en marzo de 1981 hasta 24 $\mu\text{g/ml}$. El 20.5.81 baja ligeramente (15 $\mu\text{g/ml}$) y en junio disminuye hasta 2 $\mu\text{g/ml}$. Más tarde va aumentando progresivamente hasta alcanzar el 26.8.81 un valor de 25 $\mu\text{g/ml}$. A partir de entonces desciende hasta el 5.2.82: 0.7 $\mu\text{g/ml}$). Entonces los valores aumentan hasta el final del trabajo, excepto una ligera disminución en mayo.

La diversidad (fig. 6) presenta variaciones irregulares, pero con valores bajos, nunca llegó a 3 bits/cél., y el mínimo fue 0.

DISCUSION

Los valores de la concentración de amonio son indicadores de un embalse muy eutrofizado. Este amonio puede provenir además de los ríos tributarios, de los sedimentos; esto último sucede solamente en la época de la circulación (Prochazkova, 1966; Verdouw & Dekkers, 1982). El aumento de noviembre se puede deber a este fenómeno. El amonio es tomado por el fitoplancton con preferencia al nitrato, por el ahorro energético que supone (Toetz, 1981; Takahashi & Saijo, 1981). Las diferencias entre superficie y fondo durante el verano parecen confirmar esta suposición.

El nitrito es un compuesto intermedio de oxidación de amonio a nitrato de reducción de nitrato a amonio. El primer proceso se aprecia durante la circulación, al aumentar el nitrito con el nitrato. El segundo proceso se reconoce al comienzo de la estratificación (mayo y junio de 1982, así como junio de 1981), donde aparecen valores más altos en las profundidades intermedias, donde es más activa la reducción.

Las variaciones de la concentración de nitrato van a condicionar la comunidad fitoplanctónica. Cuando se agota en verano aparecen las *Cianofceas*, no vuelve a aparecer hasta la circulación.

Se ha comprobado que el método del azul de molibdeno no mide el fosfato, sino el llamado fósforo soluble reactivo (Tarapchak et al., 1982). Los valores obtenidos, a pesar de lo expuesto antes, nos permiten indicar una llegada al embalse de aguas de origen doméstico.

La *Cianofceas* que se encuentra el 16.6.81 es fijadora de N, atmosférico (*Anabaena flos-aquae*). De las dos especies que aparecen a continuación una lo es (*Aphanizomenon flos-aquae*) y la otra no (*Microcystis aeruginosa*). Se sabe que *M. aeruginosa* toma preferentemente amonio (Ward & Wetzel, 1980), que no se agota en verano en Valmayor. Al tratarse el embalse con sulfato cúprico, estas especies desaparecen ya

que son muy sensibles a este algicida, como se ha dicho en la introducción. En el muestreo de septiembre sólo se encuentran especies resistentes según la bibliografía (Doudoroff & Katz, 1953; Murgel Branco & Cardinale Branco, 1969; Kohler & Labus, 1984; Phipps, 1984). Hay una excepción, que es la *Diatomea Fragilaria crotonensis*, que Murgel Branco & Cardinale Branco (1969) la consideran muy sensible al sulfato de cobre, lo cual contradice nuestros resultados. Estos autores no dan datos cuantitativos, sino solamente tres adjetivos: muy sensible, sensible y resistente. Por ejemplo las especies de *Cianofceas* que desaparecen en el embalse son consideradas por estos autores «muy sensibles»). Quizás lo que ellos denominen muy sensible lo sea a dosis más altas de las que se emplearon en nuestro embalse.

Todas las especies que aparecen a partir del tratamiento en 1982 son resistentes (Crance, 1963; Ayles et al., 1976; RAI et al., 1981); aparece otra vez *F. crotonensis*.

La mayoría de las *Clorofceas* pueden tomar amonio o nitrato indistintamente (Kohler & Labus, 1984). Incluso algunas de ellas pueden tomar nitrógeno orgánico: *Pediastrum duplex* (Berman et al., 1977), y varias especies de *Scenedesmus* (Vincent, 1980).

El máximo de biomasa del 18.3.81 se debe a que *C. erosa* es una especie voluminosa. El valor del 22.7.81, no excesivamente elevado a pesar de haber floración, es debido a que *M. aeruginosa* posee células muy pequeñas. El aumento del mes siguiente ocurre porque la especie anterior no ha desaparecido y han aparecido especies resistentes con células más grandes. La biomasa aumenta en abril de 1982, a pesar del tratamiento, porque se establece una comunidad resistente, que se ve favorecida por los demás factores (luz, temperatura, nutrientes, etc.).

Durante el tratamiento, la diversidad y la biomasa siguen procesos inversos, con valores contrarios. Cuando las especies resistentes desplazan a las demás, entonces la diversidad baja y la biomasa se eleva. También durante la floración de *Cianofceas* en julio de 1981 sucede lo mismo, proceso ya muy conocido (Margalef, 1974).

En resumen el sulfato cúprico va a ocasionar un cambio en la estructura del fitoplancton. Aparecen especies resistentes a este algicida que utilizan el fosfato y amonio presentes (1981), y nitrato si no se ha agotado (1982). Desaparecen las *Cianofceas*, lo que al menos desde el punto de vista práctico es positivo, ya que causan malos olores y un aspecto poco estético del agua.

BIBLIOCRAFIA

Apha. 1980. *Standard methods for the examination of water*,

sewage and industrial wastes. 15th edition. Baltimore. 1.193 págs.

Ayles, C.B.; Lark, J. G. I; Barica, J. & Kling, H. 1976. Seasonal mortality of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) planted in small eutrophic lakes of central Canada. *J. Fish. Res. Board Canad.* 33: 647–655.

Berman, T. & Hadas, O. 1977. Uptake and respiration of organic compounds and heterotrophic growth in *Pediastrum duplex* Meyer. *Freshw. Biol.* 7: 495–502.

Crance, J. H. 1963. The effect of copper sulphate on *Microcystis* and zooplankton in ponds. *Prog Fish Cult.* 25: 198–202.

Doudoroff, P. & Katz, M. 1953. Critical review of literature on toxicity of industrial wastes and their components to fish. *Sewage Indus. Wastes* 25: 802–834.

Haering, F. J. 1983. Oxígeno y temperatura en el embalse de Valmayor (Madrid). II Congreso Español de Limnología (Murcia). AEL.

Horne, A. J. & Coldman, C. R. 1974. Suppression of nitrogen fixation by blue-green algae in a eutrophic lake with trace additions of copper. *Science* 183: 409–411.

Kashyap, A. K. & Gupta, S. L. 1982. Effect of lethal copper concentrations on nitrate uptake, reduction and nitrite release in *Anacystis nidulans*. *Zeitschrift f. Pflanzenphysiol.* 107: 289–294.

Köhler, A. & Labus, B. C. 1984. Eutrophication processes. En *Physiological Plant Ecology IV* (Ed. Lange, O. L.): 413–464. Springer Verlag.

Margalef, R. 1974. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona. 951 págs.

Margalef, R.; Planas, D.; Armengol, J.; Vidal, A.; Prat, N. Guiset, A.; Toja, J. & Estrada, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles*. MOPU n.º 123. Madrid. 452 págs.

Murgel Branco, S. & Cardinale Branco, W. 1969. Identificação e importancia dos principais generos de algas de interesse para o tratamento de aguas e esgotos. *Revista DAE* 5: 39–98.

Phipps, G. L.; Harden, M. J.; Leonard, E. N.; Roush, T. H.; Spehar, D. L.; Stephan, C. E.; Pickering, Q. H. & Buikema jr A. L. 1984. Effects of pollution on freshwater organisms. *J. Water Pollut. Control Fed.* 56: 725–758.

Prochazkova, L. 1966. Seasonal changes of nitrogen compounds in two reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 16: 603–700.

Rai, L. C.; Gaur, J. P. & Kumar, H. D. 1981. Phycology and heavy-metal pollution. *Biol. Rev.* 56: 99–151.

Steeman-Nielsen, E. & Laursen, H. B. 1976. Effects of CuSO_4 on the photosynthetic rate of phytoplankton in four Danish lakes. *Oikos*: 27: 239–242.

Takahashi, M. & Saijo, Y. 1981. Nitrogen metabolism in lake Kizaki, Japan 1. Ammonium and nitrate uptake by phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.* 91: 393–407.

Tarapchak, S. J.; Bigelow, M. & Rubitschun, C. 1982. Over estimation orthophosphorous concentrations in surface waters of Southern Lake Michigan: effects of acid and ammonium molybdate. *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 296–304.

Toetz, D. W. 1981. Effects on pH, phosphate and ammonia on the rate of uptake of nitrate and ammonia by freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia* 70: 23–26.

Verdouw, H. & Dekkers, M. L. 1982. Nitrogen cycle of Lake Vechten: concentration patterns and internal mass-balance. *Hydrobiologia* 95: 191–197.

Vincent, W. F. 1980. The physiological ecology of a *Scenedesmus* population in the hypolimnion of a hypertrophic pond I. Photoautotrophy II. Heterotrophy. *Br. Phycol. J.* 15: 27–41.

Ward, A. & Wetzel, R. G. 1980. Interactions of light and nitrogen source among planktonic blue-green algae. *Arch. Hydrobiol.* 90: 1–25.

Whitaker, J.; Barica, J.; Kling, H. & Buckley, M. 1978. Efficacy of copper sulphate in the suppression of *Aphanizomenon flos-aquae* blooms in prairie lakes. *Environ. Pollut.* 15: 185–194.