

CONTROL DE LAS FLORACIONES ALGALES* (I NOTA)

Federico Emiliani
Roberto C. Rodriguez
Instituto Nacional de Limnología
José Maciá 1933 - Santo Tomé (Santa Fe)

RESUMEN

Luego de reseñar los diversos efectos perjudiciales que provoca el excesivo desarrollo algal en ambientes urbanos, industriales, como así también en ambientes naturales, se transcriben los conocimientos actuales sobre toxicidad de las floraciones algales. Por último, se inicia una reseña de los diversos productos químicos empleados como alguicidas, detallando especialmente lo relativo al uso del sulfato de cobre, las dosis recomendadas, las algas que controla, los factores que influyen en su cálculo y el efecto de este compuesto sobre la fauna de las aguas continentales.

Creemos de interés destacar algunas de las conclusiones preliminares que se pueden extraer a través de la lectura del texto:

- En nuestro país las observaciones publicadas sobre florecimientos al-

(*) Primera parte de un trabajo presentado en la Reunión de Comunicaciones y Trabajos Científicos del 29/III/74.

gales son muy escasas. Sólo se dispone de una recopilación, realizada hace 10 años, prácticamente basada en las observaciones de un solo investigador. Sin embargo, es suficiente para demostrar que se pueden producir en los más diversos biotopos acuáticos.

- También con respecto a los estudios sobre toxicidad de las floraciones algales, se puede afirmar que hasta el presente no se han realizado investigaciones concluyentes sobre el tema. No se puede justificar este hecho por la falta de información tecnológica, pues hay abundante bibliografía básica, ni tampoco por la falta de interés, pues se ha comprobado su efecto tóxico.
- Tampoco existe, en absoluto, experiencia sobre el control de las floraciones algales mediante productos químicos. Sugerimos que se inicien los ensayos con compuestos de cobre debido a su eficacia, a su costo y a que se pueden conseguir muy fácilmente.
- La metodología a emplear puede extraerse de los numerosos trabajos de FITZGERALD (ver citas en el texto).
- Tal como lo demuestran numerosas investigaciones de especialistas de reconocido prestigio, el sulfato de cobre es altamente específico y eficaz para el control de cianofitas, por lo tanto queda totalmente rechazada la afirmación de que "favorece el desarrollo y se aplica para el cultivo de estas algas" (ver texto, p. 116).
- Queda también descartada como medida de control, el corte de la vegetación acuática arraigada alegando que mediante su sombra protege a las cianofitas de su destrucción por el sol, pues basta recordar la función de los pigmentos accesorios (ver Introducción).
- Antes de aplicar cualquier alguicida deben hacerse estudios experimentales de su efecto sobre la vida acuática (zooplancton, peces, organismos bentónicos, etc.) en las diferentes estaciones del año. También debe tenerse en cuenta las características físicas y químicas del agua y las especies y número de algas presentes. Por lo tanto, resulta evidente que se requiere el concurso de diversos especialistas en la elaboración e interpretación de los ensayos de laboratorio y de campo.

INTRODUCCION

Los métodos destinados al control de las floraciones algales son variados, su elección depende de las características limnológicas y del uso del cuerpo de agua y, además, pueden combinarse los distintos métodos para obtener un mejor resultado. El concepto de la asimilación biológica de nutrientes y la subsiguiente cosecha de los organismos ha sido discutida en diversos trabajos. En las pequeñas lagunas de tratamiento de aguas, por ejemplo, KHOLY *et al.* (1970) demostraron -usando fósforo radioactivo (el isótopo P^{35}) - que el pez *Tilapia Lillii* acumula rápidamente PO_4^{-3} y como el factor de concentración es de 166 luego de 25 días, se ha sugerido usar este organismo en el control de las concentraciones de fosfatos. En otros trabajos (SINHA-SINHA, 1970) se ha visto la utilidad

del empleo de vegetales superiores (*Eichhornia crassipes*) para la remoción de nutrientes. Luego de haber permitido el desarrollo de éstos, se los debe retirar pues si mueren y se dejan los vegetales en el agua, los nutrientes -por efecto del reciclado- vuelven a posibilitar un nuevo florecimiento algal.

El objetivo de la presente monografía consistió en realizar una revisión -aunque sea breve- de los conocimientos actuales sobre el control de las algas para brindar un punto de partida en la elaboración de planes de trabajo tendientes a solucionar problemas limnológicos regionales. O por lo menos, para colaborar a la comprensión de la complejidad de determinados problemas como lo son las floraciones algales, y también para comprender que su solución debe estar en manos de equipos de especialistas, es decir, no pueden ser resueltos con medidas arbitrarias, alejadas de conceptos básicos o elementales.

Como ejemplo, nos surge inmediatamente el caso del lago del parque Belgrano (Santa Fe). En esta laguna*, como medida de control de un florecimiento de cianofitas se aconsejó (entre otras medidas) el corte de la vegetación acuática arraigada, alegando que las cianofitas por no tener mecanismos propios reguladores, serían destruidas al cortar la vegetación litoral pues con su sombra, les brinda protección de la acción solar (MULLOR, 1974). Sin embargo, es suficiente consultar algún libro de biología de los microorganismos para saber que las cianofitas, además de poseer clorofila, poseen pigmentos accesorios (también llamados biliproteínas) que, en el caso que nos ocupa, es la ficocianina, implicada, al menos indirectamente, en la captura de la energía luminosa. Esta función tiene una ventaja obvia para el organismo: la luz del sol está distribuida sobre todo el espectro visible, pero las clorofilas absorben bien, sólo una parte de él. Al tener pigmentos accesorios, el organismo es capaz de capturar mayor parte de la luz disponible. Otra función de estos pigmentos es la de agentes protectores. La luz brillante puede ser a menudo perjudicial para las células, porque produce diversas reacciones de fotooxidación que puede conducir a la destrucción de la clorofila y del mismo aparato fotosintético. Los pigmentos accesorios absorben gran parte de esta luz perjudicial y suministran así un escudo a la sensible clorofila. Puesto que los organismos fotosintéticos deben vivir por su naturaleza en la luz, la función fotoprotectora de los pigmentos accesorios es evidentemente ventajosa (BROCK, 1973). De la lectura de lo antedicho se desprende que el corte de la vegetación (para eliminar la sombra que puede dar) está lejos de ser una medida que puede afectar seriamente al desarrollo de las cianofitas. Por el contrario, si se estableciera una competencia, al estar estas algas mejor protegidas de los efectos perjudiciales de la luz solar, posiblemente saldrían beneficiadas. La eliminación periódica de las macrófitas es conveniente a los fines que ya hemos explicado al principio de esta introducción; lamentablemente, en el

(*) Sus principales características limnológicas pueden consultarse en el reciente trabajo de APESTEGUIA et al., 1974.

ejemplo que hemos detallado, en la práctica, parte de los vegetales cortados se dejaban en el agua (o eran llevados a ella por el viento) permitiendo, entonces, el reciclado de los nutrientes inmovilizados por aquellos, proceso beneficioso para el desarrollo algal.

En general, y tal como claramente señalara FITZGERALD (1971), los expertos en manejos de lagos generalmente están de acuerdo en señalar que el método más aceptable a largo plazo para el control del desarrollo de algas indeseables y plantas acuáticas arraigadas, consiste en restringir el flujo de nutrientes a las aguas mediante el control o la eliminación de las fuentes de esos nutrientes. Sin embargo, algunos lagos se han deteriorado hasta tal punto que las medidas preventivas por sí solas resultan insuficientes, siendo necesario acompañarlas con la acción directa para atenuar el excesivo desarrollo algal. Una aproximación a la solución de este problema, es el uso de alguicidas, sea para matarlas o para detener su desarrollo.

El principal objetivo de este control es, entonces, desbaratar la proliferación de las especies perjudiciales o causar un cambio en la estructura de la comunidad fitoplanctónica favoreciendo a las más deseables (o, aunque sea, a las menos perjudiciales) pues la aplicación de un alguicida selectivo puede eliminar, prácticamente, un tipo determinado de alga de un cuerpo de agua permitiendo la predominancia de otros grupos.

NECESIDAD DEL CONTROL ALGAL

Esto es a menudo necesario debido a los efectos perjudiciales producidos por el excesivo desarrollo de las algas. Los problemas causados por los diversos tipos de algas pueden relacionarse directamente por su sola presencia o, indirectamente, por los efectos que ellas pueden inducir.

Efectos perjudiciales en ambientes urbanos e industriales.

El problema más común que puede afectar a las poblaciones urbanas es la producción de gusto y olores desagradables y persistentes en el agua de consumo, difíciles de eliminar aún por medio del carbón activado. En efecto, es en la solución de este problema donde se ha empleado el mayor volumen de alguicidas. La responsabilidad de estos caracteres organolépticos indeseables se atribuye a los aceites esenciales que contienen las algas. Los clásicos "olor a marisco" u "olor a mar" siempre son motivados por las algas ya sea directamente o por haber sido ingeridas por otros organismos. Los casos comprobados por Obras Sanitarias de la Nación, en Argentina (KUHNEMANN, 1965) se refieren a "olor a pescado" producido por *Volvox aureus* en Villa Dolores, Córdoba, "olor a tierra" por *Synedra ulna* en la ciudad de San Luis y "olor graso" por varias especies de cianofitas en Santa Rosa, La Pampa. Además, se ha comprobado que las algas que producen vainas mucilaginosas (*Fragilaria*, p.ej.) aún si están presentes en bajo número, interfieren los procesos de tratamiento del agua potable, como ser la rapidez de la filtración (llegando inclusive a su

taponamiento, lo que significa un inconveniente serio ya que generalmente se origina en verano, época de mayor consumo de agua) y en la desinfección. Casi todos los grupos de algas pueden afectar la filtración pero las más comunes son las algas verde-azules*, flagelados pardos (*Synura* o *Uroglenopsis*) algas filamentosas (*Cladophora* o *Pithophora*). En la ciudad de Santa Fe, un problema similar al mencionado fue ocasionado por el género *Melosira* (GARCIA de EMILIANI, com.pers.-1974), diatomea que causó los mismos inconvenientes en Salta y Buenos Aires; en la ciudad de San Luis fueron ocasionados por *Synedra ulna* proveniente del agua del embalse Cruz de Piedra (KUNNEMANN, 1965). Uno de los efectos más perjudiciales del desarrollo de las algas verde-azules reside en el hecho que en el mucílago, que envuelve a las células, se pueden hospedar bacterias coliformes, inclusive las patógenas del género *Salmonella*; esa capa mucilaginosa las puede proteger de los tratamientos con cloro a los que se someten las aguas de consumo (LACKEY, 1958).

Sobre los temas señalados existe una extensa información bibliográfica proveniente del exterior: PURDY, 1916; HALE, 1923 y 1924; WHIPPLE et al., 1927; HOPKINS, 1936; ANONIMO, 1930; NASON, 1938; FRENCH, 1940; HARRIS, 1940; LE BOSQUET et al., 1944; GOUDEY, 1946; FLEMING, 1946; WILCOX, 1948; SHANE, 1948; ATKIN, 1949; HALE, 1950; SILVEY, 1952; USPENSKAYA, 1953; SILVEY, 1953; FOX, 1953; BAYLIS y VAUGHN, 1953; IVES, 1955; DIETERICH y STEINECKE, 1955; NESIN y DERBY, 1954; SWARTZ, 1955; PALMER y POSTON, 1956; LACKEY y HUPP, 1956; RENN, 1957; CARTER, 1957; RAND, 1957; IVES, 1957; BAYLIS, 1957; NEEL, 1958; PALMER, 1958; MCLAIN, 1958; GLOYNA et al., 1960; TANK y STORVICK, 1960; PALMER, 1960 y 1961; SIGWORTH, 1961; SCHELLENBERGER, 1961; MACKENTHUM, 1961; etc.

La contaminación algal del agua para consumo humano ha sido señalada como un factor digno de consideración en los brotes de gastroenteritis de etiología desconocida (TISDALE, 1931; VELDEE, 1931; PALMER, 1959; Mc FARREN et al., 1960). Además, según LACKEY y HUPP (1956), la acumulación de plancton muerto en los filtros de arena ofrece un excelente substrato para el desarrollo de bacterias tales como *Pseudomonas*. Debido a que algunas especies de *Pseudomonas* están relacionadas con los males gastroentéricos en el hombre, las algas están, entonces, indirectamente conectadas con la gastroenteritis acarreada por las aguas. También se han citado (HEISE, 1959) casos de alergia debida a las algas azules (del subgrupo *Oscillatoriaceae*).

Las incrustaciones de carbonato de calcio en el sistema de cañerías y fallas en las bombas hidráulicas de aguas endicadas, fueron causadas por grandes desarrollos de algas (INGLESON, 1949). Las algas también están implicadas en el deterioro de estructuras sumergidas de cemento

(*) En el transcurso de la presente monografía, a las *Cyanophyta* las denominaremos "algas verde-azules", o "cianofíceas" o "cianofitas" indistintamente. Actualmente, sin embargo, por sus características morfológicas y fisiológicas se las incluye con las bacterias, dentro del reino Procariota (División: Cianobacteria), de acuerdo con la última edición del "Bergey's Manual of Determinative Bacteriology" (1974).

(OBORN y HIGGINSON, 1954) y en la corrosión de los tanques de sedimentación (RUDDOLFS, 1932; ENIGH, 1934; HASSE, 1940; MYERS, 1947 y PALMER, 1959).

Numerosos trabajos documentan también los diversos perjuicios que puede ocasionar en los diversos tipos de procesos industriales, el uso del agua contaminada con algas (MASON, 1938; STERPIN, 1939; WALDEN, 1945; STEIN, 1945; FLEMING, 1947; MILLER, 1947; MEDBERY, 1948; MAGUIRE, 1956; MACKEN THUM, 1961; BECKER y THATCHER, 1973).

Efectos perjudiciales en ambientes naturales

Las algas verde-azules, por sí constituyen un forraje de escaso valor para el zooplancton (EDMONDSON, 1966; STRASKRABA, 1966). SMITH (1969) comprobó que cuando se desarrollan florecimientos de *Anabaena* (*A. flos-aquae* y *A. circinalis*) producen una depresión en el número de rotíferos (*Kellicottia*, *Trichocerca*, *Conochilus*) y microcrustáceos (*Leptodiatomus*, *Diaphanosoma*, *Daphnia*, *Mesocyclops*). Por lo contrario, el mismo autor y otros constataron el favorecimiento del desarrollo de organismos bentónicos -oligoquetos y quironómidos- (KOFROID, 1923; HUSBAND, 1934; PALMER, 1960 y SMITH, 1969).

Estéticamente, el desarrollo extraordinario de las algas perjudica los ambientes naturales de recreación, particularmente los balnearios, pues comunican un desagradable aspecto a las playas por los olores nauseabundos que despiden las algas en descomposición, las que se acumulan como pintura o espuma repugnante en la zona litoral. Todo esto, lógicamente interfiere las actividades deportivas acuáticas (natación, pesca, etcétera).

El extraordinario desarrollo de masas algales disminuye el flujo de agua en los canales de riego. Las algas filamentosas en las lagunas o estanques donde se crían peces pueden provocar un desequilibrio entre el predator y la presa pues las especies forrajeras se ocultan entre las algas y evaden, con éxito, los peces grandes (FITZGERALD, 1971).

Las algas pueden provocar la muerte de los peces en dos formas: a) por liberación de toxinas y b) mediante la producción de un desequilibrio del oxígeno disuelto, provocando su agotamiento (STANGENBERG, 1944; ANONIMO, 1938; STRELL, 1940; SURBER, 1943; BUTSCHEK, 1946; PRESCOTT, 1948; MACKENTHUM et al., 1948; MOYLE, 1948; ANONIMO, 1949; ANONIMO, 1955; VENHATORAMON et al., 1956; LACKEY, 1954 y 1958; MACKENTHUM, 1961.).

En un trabajo de HULL (1961) se concluye que durante los meses calurosos del verano, la cantidad de oxígeno disuelto en las lagunas debido a la oxigenación fotosintética es relativamente más importante que la oxigenación por fenómenos atmosféricos. Según LACKEY (1958) las gruesas capas de algas pueden producir una sobresaturación de oxígeno durante el día y su agotamiento durante la noche. Esta depresión del oxígeno metabólico puede dar como resultado, como ya se ha dicho, la muerte de peces (INGRAM y TOWNE, 1960). Este hecho se acentúa si se dan algunos días calmos y nublados (pues durante estos días la producción fotosintética y la incorporación atmosférica de oxígeno es escasa). La mortandad por las causas descritas puede agravarse aún más cuando, dentro de su ciclo biológico

gico, las masas algales mueren y entonces el oxígeno disuelto disminuye aun más por efecto de la descomposición bacteriana pues provocan una demanda de oxígeno mayor y más intensa de lo que puede absorberse del aire (ALTMAN, 1973).

Toxicidad de las floraciones algales

La primera cita sobre floraciones algales tóxicas data desde el año 1878, en Australia (FRANCIS, 1878). Posteriormente, informaciones provenientes de muchas partes del mundo señalaron la rápida muerte de una gran variedad de animales luego de beber agua con grandes concentraciones de algas verde-azules. La realización de cultivos puros y estrictos ensayos de laboratorio mostraron la evidencia de la producción de toxinas, no solo intracelulares sino también excretadas por la célula viva, aunque a veces resulta difícil establecer estas diferencias (KUHNEMANN, 1965).

STRELL (1940) señaló que la mortandad de peces se puede producir por la acción directa de los compuestos cianógenos de las algas verde-azules. SMITH (1951) y HALL (1961) determinaron que las algas muertas causaron la muerte de peces por la obstrucción de las agallas. Experimentalmente INGRAM (1954), determinó que peces introducidos en agua con algas verde-azules en descomposición, murieron en 2 hs. SHELUBSKY (en 1951) experimentó el efecto que tienen las suspensiones y extractos de *Microcystis* sobre carpas. La dosis letal mínima para una carpa de 8 a 10 g era de 1 a 2,5 mg; de 60 a 80 g: 5 - 10 mg y de 300 a 500 g: 25 - 50 mg. Encontró, además, que la toxina era soluble en agua, etanol 96% y metanol pero insoluble en cloroformo, éter, acetona y alcohol absoluto. En soluciones neutras resultó estable hasta 120°C durante 30 minutos y rápidamente destruída por los álcalis.

En Europa, una enfermedad conocida bajo el nombre de "Haff" (dolores musculares agudos, vómitos, etc.) se la ha asociado al consumo de peces que han acumulado sustancias tóxicas durante su permanencia en aguas infestadas con algas (OLSON, 1951). En la costa atlántica de la Prov. de Buenos Aires (Balnearios de Villa Gesell y Pinamar), KUHNEMANN (1965) observó, en los meses de verano, floraciones costeras de *Asterionella japonica* formando manchones de color pardo oscuro (los bañistas atribuyen el color a la presencia de yodo y se frotaban el cuerpo con esas aguas). Las algas se agrupaban en mayor número en la superficie, mezcladas con la espuma del agua y así se desplazaban a lo largo de la costa, donde servían de alimento, prácticamente único en ese momento, a la "almeja blanca" (*Modiolus mactroides*). Es un hecho comprobado que esta almeja ocasiona a veces toxicidad, hecho que bien podría estar ligado a las floraciones peridónicas de la diatomea mencionada. KUHNEMANN (1965) homologa este hecho con lo observado comúnmente en las costas del Pacífico y golfo de México, donde la "marea roja" ocasionada por *Gonyaulax catenella*, hace tóxicos a los bivalvos comedores de plancton (*Mytilus californianus*). SHILO y ASCHER (1953) y Mc LAUGHLIN (1958) comprobaron que *Prymnesium parvum* es responsable, en ocasiones, de la muerte de peces, al producir una sustancia extracelular tóxica, ácido lábil y termolábil. BALLANTINE y ABBOTT (1957) citan floraciones de *Gonyaulax* y *Glenodinium* (fitoflagelados marinos) que ocasionaron la muerte de moluscos, peces y mamíferos, actuando específicamente

camente sobre el sistema nervioso.

STEYN (1945) cree que la toxina algal es uno de los venenos naturales más virulentos conocidos en toxicología, solamente comparable a la toxina botulínica. Es capaz de producir "misteriosas" cirrosis en el hígado y/o reducir la resistencia a diversas enfermedades humanas (WHEELER *et al.*, 1942; ANONIMO, 1937; OLSON, 1951). RAND (1951) señala la posible relación de tales compuestos con el cáncer y con desórdenes geriátricos.

Diversos autores publicaron observaciones sobre mortandad de animales de sangre caliente y varios de ellos trataron de identificar la toxina algal (BERRY *et al.*, 1934; HOLTJE, 1939; BERRY, 1942; WHEELER *et al.*, 1942; STEYN, 1943 y 1945; BRADENBURG y SHIGLEY, 1947; STEPHENS, 1948; PRES COTT, 1948; MCLEOD y BONDAR, 1952; SCOTT, 1952; INGPAM y PRESCOTT, 1954; LACKEY, 1954; OLSON, 1951; ROSE, 1954; NEIL, 1957 y 1958; LACKEY, 1958; PALMER, 1959 y 1960; DAVIDSON, 1959; GERLOFF, 1952). Envenenamientos fatales se produjeron en perros, ovejas, caballos, ganado vacuno, patos, pavos, gan sos y gallinas como así también en animales de laboratorio (ratones, ratas, conejos y cobayos). Las algas venenosas fueron también consideradas como una amenaza para las aves acuáticas migratorias y se sospecha que fue la causa de una mortandad masiva de patos en la laguna Pedetti en Santa Fe (KUHNE MANN, 1965).

En general, se cree que tales algas pueden ser tóxicas para todos los animales de sangre caliente. Las dosis fatales pueden ser muy pequeñas (del orden de unos pocos mililitros de una suspensión acuosa por vía oral) pero la susceptibilidad es muy variable. Se realizaron algunos experimentos (GRANT y HUGHES, 1953) con diversos integrantes de algas verde-azules (*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena* spp., *Coelosphaerium*, *Aphanizomenon*, *Gloetrichia* y *Lungbua*) con un tiempo variable de incubación. Al poco tiempo de ser inyectados los ratones del ensayo, todos los ejemplares mostraron síntomas de toxicidad, pero es de señalar que los experimentos con material recién recolectado no tuvieron efectos letales. La toxicidad se incrementa al máximo luego de 18 a 26,5 hs de incubación, también se encontró que disminuye marcadamente si la muestra se conserva a 32°C. Los autores concluyen que la toxicidad de un florecimiento algal se desarrolla gradualmente y vuelve a disminuir a medida que las algas se descomponen.

Experiencias recientes fueron publicadas por TOLSTOPYATOVA (1970) empleando muestras de un "bloom" algal compuesto por *Aphanizomenon flos-aquae* y *Microcystis aeruginosa* a fin de determinar la toxicidad de estas algas en animales de laboratorio (de 110 a 120 g); empleando dosis de 3 ml de muestra con 420 algas/ml durante 5 semanas, por vía oral, los resultados fueron concluyentes: los animales experimentaron -a las 2 semanas- síntomas de intoxicación (desórdenes gastrointestinales, períodos de agitación continua seguidos por adinamia, erizamiento del pelo, rechazo de alimentos y su consiguiente pérdida de peso). A las 5 semanas se produjo la mortandad de un gran número de animales y la autopsia confirmó los síntomas de intoxicación especialmente en el hígado y en el bazo. Además se constató una reducción considerable del contenido de vitamina C en las glándulas adrenales, lo que indica un incremento de la actividad de estas glándulas en los animales bajo el efecto de la intoxicación. En

resumen: estas algas provocaron cambios funcionales y disturbios en el sistema nervioso, pero el mismo autor señala que el tratamiento del agua (clorinización, coagulación, filtrado a través de carbón activado) parece ser que elimina las sustancias tóxicas secretadas por las algas.

Una toxina aislada de *Microcystis* fue identificada por HEUKELEKIAN (1953) como un alcaloide. La "Oficina Química Provincial" en 1944 aisló una toxina del grupo de las volutinas en el florecimiento de *Anabaena flos-aquae* en la laguna Bedetti (KUHNE-MANN, 1965). GORHAM (1960) considera que existen cuatro factores tóxicos en floraciones producidas por *Microcystis* y *Anabaena* sobre la base de la velocidad de actuación y síntomas que producen en ratas blancas. Un factor es de "muerte rápida" y de origen algal, los otros tres producen muerte lenta y son de origen bacteriano. La naturaleza química -según el mismo autor- aún no ha sido bien definida. GERLOFF (1952) señaló que esta toxina es un polipéptido formado por cinco aminoácidos (aspártico, D-serina, valina, ornitina, glutámico, alanina y leucina). Otros autores señalan que por lo menos dos toxinas parecen estar implicadas: una afecta al sistema nervioso y al hígado, la otra es el pigmento algal ficocianina que se concentra en la piel donde provoca la absorción de la luz ultravioleta produciendo quemaduras y úlceras. También se ha comprobado que las toxinas se encuentran en cultivos jóvenes, pero en mayor proporción es liberada por la destrucción o descomposición de las células algales. GERLOFF *et al.* (1952), señaló que *Microcystis aeruginosa* puede resultar algunas veces tóxica y otras, no. Posiblemente sólo algunas generaciones son tóxicas, pero también puede deberse a que la liberación del "polipéptido productor de la muerte rápida" sólo se produce bajo determinadas condiciones ambientales. En resumen, la toxicidad de los florecimientos parece depender de la especie o variedad dominante, del tipo y número de bacterias asociadas, condiciones de crecimiento y susceptibilidad del que los ingiere.

En nuestro país las observaciones publicadas sobre florecimientos algales son muy escasas; la única recopilación fue realizada por KUHNE-MANN en 1965 basada prácticamente en sus propias observaciones. Aún podemos afirmar, como manifestara KUHNE-MANN hace 10 años, que en Argentina, hasta el presente, no se han hecho investigaciones prolijas sobre toxicidad a pesar de haberse comprobado este efecto en varias ocasiones sobre peces y aves. En otros países, en cambio, se han realizado numerosas investigaciones al respecto, las que fueron recopiladas muy recientemente por KADIS *et al.* en el volumen 6 de una enciclopedia sobre toxinas microbianas.

Ubicación geográfica y efectos producidos

Géneros y especies

(1)	♂	♂	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kutz emend. Elekin, 1924.
(2)	♂	♂	<i>Anabaena inaequalis</i> (Kg) Born. et Flah. 1888.
(3)	♂	♂ -	<i>Anabaena</i> (varias especies) Boryde St. Vincent, 1822.
(4)	♂	♂	<i>Anabaena circinalis</i> Rabenh., 1865.
(5)	♂	♂	<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb) De Brébisson, 1836.
(6)	♂	♂	<i>Anabaena spiroides</i> Klebanna, 1895.
(7)	-	-	<i>Anthrospira argentina</i> (Freng.) Guarrera-Kuhnemann, 1949.
(8)	-	-	<i>Anthrospira platensis</i> (Nordsedt) Gomont, 1892.
(9)	-	-	<i>Stephanoptera gracilis</i> (Artari) G.M. Smith, 1933.
(10)	-	-	<i>Chlamydomonas sanguinea</i> Lagerh., 1892.
(11)	-	-	<i>Scotiella antarctica</i> Fritsch, 1912.
(12)	-	-	<i>Haematococcus lacustris</i> (Girad.) Rostafinski, 1875.
(13)	-	-	<i>Sphaeroplea annulina</i> (Roth) Agardh, 1824.
(14)	o	-	<i>Volvox aureus</i> Ehrenberg, 1838.
(15)	-	-	<i>Geminella minor</i> (Nug) Heering, 1914.
(16)	-	-	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Tem.) De Brébisson, 1835.
(17)	-	-	<i>Spirogyra</i> (una especie) Link, 1820.
(18)	-	-	<i>Mougeotia</i> (una especie) Agardh, 1824.
(19)	-	-	<i>Oedogonium</i> Link 1820.
(20)	-	-	<i>Enteromorpha</i> aff. <i>intestinalis</i> (L.) Link, 1820.
(21)	-	-	<i>Enteromorpha</i> (una especie) Link, 1820.
(22)	-	-	<i>Euglena</i> Ehrenberg, 1838.
(23)	-	-	<i>Phacus pyrum</i> (Ehrens.) Stein, 1878.
(24)	-	-	<i>Colacium calvum</i> Stein, 1878.
(25)	♂	-	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehrenb., 1838.
(26)	♂	-	<i>Asterionella japonica</i> Cleve, 1878.
(27)	-	-	<i>Coscinodiscus</i> sp. Ehrenberg, 1838.
(28)	♂	-	<i>Melosira</i> Agardh, 1824.
(29)	-	-	<i>Dinobryon</i> aff. <i>sentularia</i> Rhr., 1835.
(30)	♂	-	<i>Phaeocystis peuchetii</i> (Hariot) Lagerh., 1892.
(31)	♂	-	<i>Botryococcus braunii</i> Kutz, 1849.

Cuadro 1. Lista de algas causantes de florecimientos en la República Argentina (de KUHNEMANN, 1965 y GARCIA de EMILIANI, 1974-com.pers.)

Referencias: ♂ Su toxicidad no fue científicamente comprobada pero los florecimientos fueron generalmente acompañados por mortandad de animales. - No se observaron efectos tóxicos en Argentina. ♀ Citada como tóxica en la bibliografía extranjera. o Transmite gusto y olor desagradable al agua de consumo urbano. ♂ Provocó taponamiento de filtros usados en el tratamiento del agua para consumo. ♂ Posiblemente, fue causa de toxicidad, en el hombre, por vía indirecta (consumo de almejas que, a su vez, habían ingerido algas). Los números indican la ubicación de las floraciones en la figura 1.



Figura 1. Distribución geográfica de las floraciones algales observadas en Argentina (Los datos fueron obtenidos del trabajo de KUHNEMANN (1965) y de GARCIA de EMILIANI (1974-com.pers.). Los números se refieren a las especies del Cuadro 1, pero no se incluyen los florecimientos de las especies Nos. 12, 17, 18, 19 y 25, ampliamente distribuidas en las charcas temporarias.

EL CONTROL DE LAS FLORACIONES ALGALES MEDIANTE PRODUCTOS QUIMICOS

Compuestos químicos empleados como alguicidas.

En una breve revisión bibliográfica hemos encontrado alrededor de una decena de sustancias químicas que se han empleado exitosamente en el control de las algas. Como resumen, se puede consultar los cuadros 2 y 3.

El sulfato de cobre.

De los productos mencionados en las listas recientemente enumeradas, el sulfato de cobre es el que más se ha utilizado debido a su costo, relativamente inferior a los otros compuestos, como así también debido a que, prácticamente, no es tóxico para los mamíferos (WOODFORD Y EVANS, 1965) y a que se puede conseguir fácilmente en cualquier droguería (y hasta en las ferreterías). Además, por lo general, parece ser que los peces pueden soportar concentraciones mucho más elevadas de cobre que las necesarias para matar a las algas perjudiciales más comunes. Habitualmente, esta droga se utiliza para combatir los florecimientos de algas verde-azules (cianofitas), a las otras algas que también comunican olores y gustos indeseables al agua y a aquellas que obturan los filtros empleados en el tratamiento del agua potable (ver "efectos perjudiciales en ambientes urbanos e industriales"). Este producto es altamente específico para esos tipos de algas y es muy efectivo (HALE, 1925; DOMOGALLA, 1926; MACKENTHUN, 1969; FITZGERALD, 1972; etc.); el efecto tóxico del sulfato de cobre sobre los vegetales es debido a la inactividad de las enzimas y a la precipitación de proteínas por el ión divalente Cu (BRIAN, 1964). La magnitud de los tratamientos con sulfato de cobre se puede ilustrar citando el hecho de que más de 10 millones de kilos de este producto, por año, se usan con ese propósito (BRITISH COLUMBIA RESEARCH COUNCIL, 1967; PHELPS DODGE REFINING Co., 1967). Por ejemplo, solamente en la ciudad de Los Angeles (Norteamérica) se usan aproximadamente un millón de kg por año y, en ciudades más pequeñas, alrededor de 15.000 kg.

Dosis recomendadas de SO_4Cu para el control algal. Factores que influyen en su cálculo.

Las dosis para un efectivo control varía, principalmente, según el número y las especies de algas, como así también de la dureza, presencia de materia orgánica disuelta y de la temperatura del agua.

Factor temperatura.

La dosis debe incrementar alrededor del 2,5% por cada grado por debajo de los 15°C (TANK y STORVICK, 1960).

Factor especie.

Las concentraciones de sulfato de cobre recomendadas por diversos investigadores para combatir las distintas especies de algas se han recopilado en el cuadro 4, donde se puede apreciar la gran variedad de algas susceptibles de ser controladas con este producto. Algunas algas, sin embargo, resisten a dosis relativamente elevadas de SO_4Cu ; por ejemplo, FOGG y WESTLAKE (1955) demostraron que el alga verde-azul *Anabaena cylindrica* excreta polipéptidos que, con los iones del cobre, forma complejos de tal

NOMBRE COMUN*	NOMENCLATURA QUIMICA	FORMULA
Acroleina	Aldehído acrílico 2 - propenol	$\text{CH}_2 = \text{CHCHO}$
Bencenos clorados	Mezclas de formas no emulsionables de mono, di y tri benceno.	
C M U	3-(p-clorofenil)-1,1 dimetilurea	$\text{C}_9\text{H}_{11}\text{Cl N}_2\text{O}$
Fenilurea Monuron	3-(3,4-diclorofenil)-1-dimetilurea	$\text{C}_9\text{H}_{10}\text{Cl}_2 \text{N}_2\text{O}$
D M U	Etil mercurio fosfato.	
D C M U	piridil acetato de mercurio.	
Compuestos órgano-mercuriales	Sulfato de cobre hidratado	$\text{SO}_4\text{Cu.5H}_2\text{O}$
Sulfato de cobre "Piedra azul" "Yitriolo azul"	Citrato de cobre	$(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2\text{Cu}$
Citrato de cobre	2,3-dicloro-1,4 naftaquinona	$\text{C}_{10}\text{H}_4\text{Cl}_2 \text{O}_2$
Dichlone	2-cloro-4,6-bis (etilamino)- 1,3,5 triazina	$\text{C}_7\text{H}_{12}\text{Cl N}_5$
Simazina	Sulfato de amonio	$\text{SO}_4(\text{NH}_4)_2$
Sulfato de amonio "Sulfato de amoníaco" "Sal secreta de Glauber"	Permanganato de potasio	$\text{Mn O}_4 \text{K}$
Solventes aromáticos	Sulfato de aluminio	$(\text{SO}_4)_3 \text{Al}_2$
Permanganato de potasio "Camaleón mineral"		
Coagulantes		

CUADRO 2. Productos químicos empleados comúnmente como alguicidas.

(*) Hemos incluido también algunos nombres comunes anti-
guos (entre comillas), actualmente en desuso, solamen-
te a título de curiosidad.

PRODUCTOS	DOSIS*	ALGAS CONTROLADAS**
Citrato de cobre	0,5 a 1,0	n/e
Permanganato de K	1,0 a 5,0	<i>Anabaena circinalis</i> , <i>Oscillatoria chalybia</i> , <i>Gloeotricha echinulata</i> , <i>Hydrodictyon reticulatum</i> , <i>O. rubescens</i> y <i>Microcystis aeruginosa</i> .
Sulfato de amonio	10	n/e
Dichlone	0,020 a 0,025	<i>Microcystis</i> sp., <i>Aphanizomenon</i> y, en general, la mayoría de las cianofitas.
Piridil acetato de Hg	0,2	<i>Phymnesium parvum</i>
Etil mercurio fosfato	0,1	<i>P. parvum</i>
Monuron	---	Cianofitas y diatomeas (y el 65% de algas verdes)
Bencenos clorados	114	n/e
Cloro	0,25 a 10	n/e
Diuron	0,2 a 1,0	<i>Ankistrodesmus</i> , <i>Chlorella</i> , <i>Scenedesmus obliquus</i> f. <i>dactulococcus</i> (En general: algas verdes, diatomeas, y algas verdes filamentosas).
Solventes aromáticos	370	n/e
Acroleina	1,5 a 7,5	<i>Hydrodictyon</i> , <i>Cladophora</i> y <i>Spirogyra</i> .
Simazine	---	Algas filamentosas y otras n/e
Sulfato de cobre	(Cuadro 4)	(Cuadro 4)

Cuadro 3. Dosis empleadas de productos químicos utilizados para el control de algas***

* Las dosis se dan en mg/litro, excepto el benceno que se da en litros/ha. A fin de no presentar un cuadro muy extenso, las citas bibliográficas (de donde hemos extraído los presentes datos) se indican en la II parte de esta monografía, donde se detalla cada compuesto químico separadamente.

** Se ha empleado la abreviatura n/e cuando el autor no ha especificado el tipo de algas controladas.

*** No incluimos numerosos productos con nombres comerciales que, sin especificar su naturaleza química, hemos encontrado señalados en la bibliografía extranjera, en la creencia de que tal información no resultaría de utilidad para nuestro país.

CUADRO 4. Dosis empleadas de sulfato de cobre para el control de las diferentes especies de algas, según diversos autores.

AUTORES	DOSIS*	ALGAS CONTROLADAS** Y OBSERVACIONES
RINGUELET <i>et al.</i> (1955)	0,5 a 2,0	n/e
PRESCOTT (1948)	0,12 a 0,5	1. <i>Aphanizomenon</i> 2. <i>Microcystis aeruginosa</i> 3. <i>Anabaena</i> spp. 4. <i>Stephanodiscus</i> sp. 5. <i>Fragilaria</i> sp.
DONOGALLA (1935)	0,06 a 0,1	1.; 2.; 3.; 5.; 6. <i>Synedra</i> sp. 7. <i>Scenedesmus</i> sp. 8. <i>Hydrodictyon</i> spp. 9. <i>Ceratium</i>
WHIPPLE (en PRESCOTT, 1948).	0,12 a 0,5 0,20 a 0,33 0,5 0,1 0,25 0,33 1,0	1: 13. <i>Coelelophaeium</i> 6.; 10. <i>Halomonas</i> 8. 11. <i>Dinobryon</i> 9.; 12. <i>Melosira</i> 7.
ONTARIO DEPT. of AGRIC. and FOOD (1968)	0,5 a 1,0	algas filamentosas (n/e)
CRANCE (1963)	0,05 a 0,08	En un afloramiento de <i>Microcystis</i> sp. usualmente reduce el 95 % del desarrollo en 5 a 20 días.
FITZGERALD y FAUST (1963) y FITZGERALD (1964)	2 a 10 10 0,4	35. <i>Chlorella pyrenoidosa</i> 36. <i>Phormidium inundatum</i> Diatomeas planctónicas

* En mg/litro.

** A fin de reducir la extensión del cuadro, se ha asignado a cada género o especie un número, por lo tanto cuando se debería escribir el mismo nombre más de una vez sólo repetimos el número correspondiente.

AUTORES	DOSIS	ALGAS CONTROLADAS Y OBSERVACIONES
STATE WATER QUALITY CONTROL BOARD (1963)	0,09 0,05 a 0,3 0,07 (0,2 a 5,0) 0,1 a 0,4	3. 15. <i>Navicula</i> (17. <i>Chara</i> - es un alga macroscópica) 18. <i>Oscillatoria</i> 19. <i>Cladophora</i> (20. <i>Beggiatoa</i> - son bacterias) 7.
Y CALHOUN (1966)	1,0 (5,0) 5,0 a 10,0 0,20 0,25 0,40	21.; 22. <i>Cladotrichum</i> 23. <i>Volvox</i> 24. <i>Concha</i>
PALMER Y MALONEY (1955)	2,0	Experimentos de laboratorio con sulfato de cobre anhidro: 27. <i>Scenedesmus obliquus</i> 28. <i>Chlorella variiegata</i> 29. <i>Gomphonema parvulum</i> 30. <i>Nitzschia palea</i> 31. <i>Cylindrocapsa licheniformis</i> (28, 29 y 30, tóxico en 3 días; 27 y 31 parcialmente tóxico en 3 a 7 días y el 31 tóxico en 14 días).
FITZGERALD (1966)	0,1 a 0,4 0,1 a 0,8 0,2 a 0,6	32. <i>Oscillatoria lutescens</i> 33. <i>O. ckalyptra</i> 34. <i>Hydrodictyon reticulatum</i> (Ensayos de laboratorio, con dosis variables: las cantidades más pequeñas evitaban el desarrollo; cantidades más elevadas eran necesarias para matar poblaciones ya desarrolladas; estas cantidades aumentan si se desea exterminarlas en menos de 72 horas.
BENNETT (1962)	1,0 5,0 a 12	n/e (para "aguas blandas") n/e (para "aguas duras")

CUADRO 4 (continuación página anterior)

AUTORES	DOSIS	ALGAS CONTROLADAS Y OBSERVACIONES
HALE (1930 y 1937)	0,12 a 0,5	1.
	0,12 a 0,25	2.; 14. <i>Asterionella</i>
	0,12	3.; 8.
	0,18	11.
	0,36 a 0,5	6.
	0,33	9.; 12.
	0,25	5.
	0,2 a 0,3	13.
	1,0	7.
	0,5	10.
	0,5	18. <i>Cladophora</i>
	0,12	15. <i>Sphaogirra</i> spp.
	0,20	21. <i>Ullothrix</i> spp.
MULLIGAN (1971)	0,3	n/e
FITZGERALD (1972)	0,05 a 0,1	2.; 25. <i>Anabaena circinalis</i>
		26. <i>Gloeotricha echinulata</i> .

manera que el tóxico desaparece como tal. Para exterminar esta alga se necesitan más de 16 mg de cobre por litro. Otra alga verde-azul, *Phormidium retzii*, también es muy resistente a los tratamientos debido a que los filamentos formados por las células de esta alga están envueltos por un mucílago protector (FITZGERALD, 1964). Aún sin la secreción de una vaina mucilaginoso protectora alrededor de sus filamentos, es posible que una colonia de algas puede protegerse de un compuesto químico con solo desarrollarse en densas capas. Un ejemplo de esto lo constituye el alga verde-azul *P. inundatum*, llamada "alga negra" comúnmente encontrada en las piletas de natación de California (FITZGERALD, 1959). Los densos paquetes de filamentos fuertemente unidos entre sí, ubicados en la superficie de la colonia macroscópica algal, protege a las células ubicadas en el centro de dicha colonia, de la acción de los compuestos químicos por procesos de absorción o reacciones de desintoxicación. En estos casos, se requiere una mayor concentración y un tiempo más prolongado de acción del compuesto químico empleado. Con respecto al alga mencionada anteriormente, su remoción física, seguida de un tratamiento químico, es el mejor método de control.

FILHO y MOREIRA (1972), en un trabajo de divulgación, citan como resistentes al sulfato de cobre a los géneros: *Ankistrodesmus*, *Calothrix*, *Chlamydomonas*, *Cymbella*, *Cocystis* y *Peridinium*; como sensibles a *Chlorella*, *Dinobryon*, *Euglena*, *Gomphonema*, *Hantzschia*, *Navicula*, *Pinnularia*, *Synedra* y *Microcystis*, y como muy sensibles a: *Asterionella*, *Chroococcus* y *Volvox*. Lamentablemente, como los autores no aclaran las especies, resta utilidad a la información.

Más detalladamente, FITZGERALD (1971), notable especialista en algas, demostró, sin lugar a dudas, que *Microcystis aeruginosa* se puede dar como ejemplo típico de alga muy sensible a los tratamientos de cobre y que se puede exterminar con concentraciones relativamente bajas; *Chlorella pyrenoidosa*, en cambio, puede representar al alga que no es muerta por efecto del sulfato de cobre: este compuesto solo tiene efecto algicida sobre esta especie. Por ejemplo, el científico mencionado, encontró que eran suficiente 0,05 a 0,075 mg $SO_4Cu \cdot 5H_2O$ /litro para impedir el desarrollo de 1.500.000 células/ml de *Microcystis*, mientras que fue necesario 1,0 mg $SO_4Cu \cdot 5H_2O$ /litro para evitar la multiplicación de 300.000 células por ml de *Chlorella*. Del cuadro 4 y de lo que se explica en este tópico, queda totalmente rechazada la afirmación de MULLOP (1974) de que el sulfato de cobre favorece el desarrollo de las cianofitas.

Factor número.

En la aplicación de alguicidas es imprescindible determinar la cantidad de tóxico necesario por célula; debido a su importancia, esto se detalla aparte en el tópico "Evaluación de alguicidas" en la II parte de esta revisión bibliográfica, pero desde ya queremos subrayar que es más importante conocer la cantidad de tóxico necesario por célula que el volumen en el cual un determinado número de algas están diluidas.

Factor dureza.

Las características limnológicas de un ambiente que presente deter

minado problema algal influyen no solamente en la selección de los métodos para evaluar un potencial alguicida sino que también pone restricciones en la aplicación de los métodos conocidos para resolverlo. Muchos compuestos químicos pueden disolverse o dispersarse en un cuerpo de agua que tenga problemas de naturaleza ficológica, pero debe determinarse la reacción del ambiente sobre el compuesto tóxico pues eso determinará por cuanto tiempo puede mantenerse efectiva una concentración. El efecto de la alcalinidad sobre la solubilidad del cobre es un ejemplo. Numerosos estudios se han realizado en relación al efecto de las aguas duras o la alcalinidad sobre la solubilidad del cobre. ELLMS (1905) probablemente fue el primero en demostrar que, en aguas duras, el cobre es removido de la solución como un coloide y, posteriormente, se separa completamente como un precipitado (CuO_2H_2). El mismo autor encontró que el 40 al 50 % del cobre agregado a un agua dura puede retirarse de la solución filtrando después de 10 a 15 minutos de haberlo agregado; el 75 al 95 % después que transcurrieron 3 horas. Después de 24 horas no se puede detectar cobre en el filtrado. MONIE (1944) desarrolló una técnica mediante la cual relaciona la alcalinidad del agua con la cantidad de cobre necesaria para una acción alguicida efectiva. En los estados occidentales de Norteamérica, donde el cobre es usado para el control práctico de las algas, las concentraciones de las dosis son ajustadas rutinariamente según la variable alcalinidad. BARTSCH (1954) y MACKENTHUM (1969) sugirieron que la concentración de sulfato de cobre de 0,27 mg/l utilizadas en tratamientos de lagos con una alcalinidad (metil-naranja) inferior a 50 ppm, debe aumentarse a 1,4 mg/l cuando se tratan aguas de mayor alcalinidad.

Ensayos realizados por FITZGERALD (1960) demostraron como la diferencia características de las aguas pueden afectar la solubilidad del cobre inorgánico. Por ejemplo, observó que si el pH del agua es lo suficientemente bajo (pH = 4 a 6), la alcalinidad o dureza del agua no tiene efecto (o poco) sobre la solubilidad del cobre. Sin embargo, a pH 7 (o más), la alcalinidad o dureza ejerce un efecto considerable. Los ensayos indican también que los quelatos de cobre comercial son variables con respecto a su habilidad para mantener al cobre en solución, dependiendo de las características químicas del agua.

Debido a que la dureza de las aguas es muy variable, es difícil (más bien imposible) establecer una dosis única para cualquier tipo de ecosistema acuático. Solamente ensayos periódicos permitirán descubrir la cantidad necesaria para el tratamiento efectivo de un determinado cuerpo de agua.

Otros factores.

El cobre puede ser adsorbido por la materia orgánica disuelta y las partículas en suspensión (RILEY, 1939), precipitando y acumulándose en los sedimentos (MACKENTHUM, 1952) pudiendo regenerarse desde ese biotopo (RILEY, 1939). Si bien comúnmente se acepta (ver tópico anterior), que es removido de la fase acuosa en 24 horas (precipita como CuO_2H_2 - ELLMS, 1905; o bien como $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ - McKEE y WOLF, 1963) se ha comprobado que puede persistir en el agua durante varios días (RIEMER y TOTH, 1967). Otro factor no menos importante que influye en el éxito del control de los florecimientos algales es el desarrollo de formas resistentes y el momento en que se efectúa el tratamiento, aspectos que por ser comunes a los dife-

rentes compuestos químicos empleados como alguicidas, se detallan más adelante.

Métodos de aplicación.

Se explican en la II parte de esta monografía, conjuntamente con los otros alguicidas, bajo el título "Uso práctico de los alguicidas".

El uso del sulfato de cobre y su influencia sobre la fauna ictícola*

Como ya mencionamos anteriormente, desde principios de siglo (MOORE y KELLERMAN, 1905) el sulfato de cobre ($SO_4Cu.5H_2O$) y otros compuestos del cobre, han sido empleados amplia y efectivamente para el control del desarrollo de algas perjudiciales en diversos cuerpos de agua. Pero esta sal puede afectar en mayor o menor grado a los peces e invertebrados acuáticos (LAWRENCE, 1961; HASLER, 1949; MALONEY y PALMER, 1956), tan es así que ha sido usado para matar peces predadores (SMITH, 1935) pues el cobre precipita sobre las agallas de los peces causándoles asfixia (VERNON, 1954). Sin embargo, varios trabajos de laboratorio y observaciones generales de técnicos que llevaron a cabo experiencias "a campo" indican que, normalmente, las algas del plancton pueden ser destruidas con concentraciones menores de las que son tóxicas para los animales acuáticos. Pero esta mayor tolerancia por parte de los peces varía, principalmente, según la susceptibilidad de las diferentes especies, el tiempo de exposición y las características físicas y químicas del agua. Por ejemplo, el pez rojo (*Carassius auratus*) pudo ser envenenado con tan solo 0,002 ppm (JONES, 1938), pero en aguas duras sobrevivió -por lo menos durante los tres días del ensayo- a 1 ppm (ANDERSON, 1948).

En un lago de Minnesota (USA) de aguas duras, se emplearon concentraciones de 1,2 ppm sin ocasionar daños visibles a la población de peces; SURBER (1943) informó que 2 ppm de sulfato de cobre no afectó a *Micropterus dolomieu*, en un lago también de aguas duras. Concentraciones locales mucho más altas fueron usadas para el control de caracoles en el mismo tipo de agua, sin haberse registrado pérdidas de peces (Mc MULLEN, 1941). NICHOLS *et al.* (1946) encontró que la dosis letal para *M. salmoides*, en las aguas del lago Mendota (alcalinidad = 170 ppm) era de 200 ppm de SO_4Cu . Los peces y los invertebrados acuáticos son mucho más susceptibles al envenenamiento por cobre cuando se encuentran en aguas blandas

(*) Debido a su extensión, no tratamos en la presente monografía tópicos tales como "tolerancia a condiciones letales" y "aplicación de los resultados de bioensayos de toxicidad"; quien desee informarse al respecto, recomendamos la lectura de los capítulos 13 y 14, y de la bibliografía relacionada, por Ch.E. Warren (1971) en su libro "Biology and Water Pollution Control". El estudio de estos temas es imprescindible para aquellos investigadores que necesiten estudiar la toxicidad de un determinado compuesto sobre la fauna acuática; también recomendamos su lectura para comprender la terminología empleada en los cuadros 6 y 7.

(dureza total inferior a 50 ppm). Por ejemplo, la adición de 3 ppm en las aguas blandas del lago Nova Scotia (SMITH, 1935) ocasionó una mortandad casi total de los peces y de su alimento (zooplancton).

Es importante señalar que la muerte de peces puede ser el resultado indirecto del mal uso del sulfato de cobre y no debido a un envenenamiento por esa sal. Por ejemplo, si el control de las algas se posterga hasta que aparecen espesas capas o altas concentraciones de estos organismos, su muerte masiva por efecto del alguicida y la rápida descomposición subsiguiente por el ataque bacteriano, reducen tanto la provisión de oxígeno disuelto que los peces pueden morir por asfixia; es decir, en este caso, la muerte de los peces no se produjo como una consecuencia directa del agregado de cobre.

Resumiendo brevemente la información de numerosos trabajos, se han citado como letales concentraciones tan bajas como 0,002 ppm hasta 200 ppm, para diferentes peces en distintos tipos de agua (ANONIMO, 1960; ELLIS, 1937; ANONIMO, 1950; BELDING, 1927; SHELFORD, 1917; MOYLE, 1949; JONES, 1938; ANONIMO, 1934; ANDERSON, 1948; WARRICK, 1949; ANONIMO, 1942; WARRICK *et al.*, 1944; DOMOGALLA, 1941; HELFER, 1936; EBELING, 1928; CHASE, 1924; SMITH, 1941; DOUDOROFF y KATZ, 1953; DERBY y GRAHAM, 1953; TURNBULL, *et al.*, 1954; TAREWELL y HENDERSON, 1956; ALLEN, 1960; JONES, 1957; SHAW y LOWRANCE, 1956; MALONEY y PALMER, 1956; PALMER, 1957 y FUJIYA, 1961). Asimismo, en otras investigaciones se han señalado como no tóxicas concentraciones variables desde 0,14 hasta 900 ppm (ELLIS, 1937; BELDING, 1927; MOYLE, 1949; CZENSNY, 1934; HARDT, 1939; DOMOGALLA, 1941; CHASE, 1924; AITKEN, 1933; BOND *et al.*, 1959; TOMPKINS y BRIDGES, 1958; HALE, 1950; HOPKINS, 1936; ROSE, 1954).

En nuestro país no se han realizado experiencias sobre la toxicidad de las diferentes dosis de sulfato de cobre sobre los peces (introducidos o autóctonos). Por lo tanto, de la abundante bibliografía extranjera sobre el tema sólo pueden prestarnos alguna utilidad, a los fines orientativos, los resultados de ensayos que incluyen aquellos peces introducidos en nuestras aguas (cuadros 5 y 6).

El sulfato de cobre y la pesca.

La mayoría de los que han empleado este compuesto se han abocado principalmente a lo concerniente a la toxicidad comparativa de la sal en los diferentes animales y plantas y a los resultados inmediatos obtenidos mediante el control algal. Pero hay que considerar otro punto de vista más amplio, pues la evaluación de los resultados conseguidos mediante la aplicación de un alguicida basada solamente en las mejoras sanitarias o estéticas obtenidas, no es suficiente. Debe tenerse en cuenta, también, el efecto a largo plazo de los repetidos tratamientos, sobre la productividad biológica del agua, especialmente sobre la producción de peces.

Se ha encontrado poca bibliografía sobre este problema. HUFF (1923) luego de considerar 6 años de control de algas con sulfato de cobre en el lago Vadnais, cerca de St. Paul, observó que los peces aparentemente eran tan abundantes como siempre. DOMOGALLA (1935) revisando los resultados obtenidos durante 11 años de tratamientos del lago Monona (en Madison) en

DISTRIBUCION GEOGRAFICA EN ARGENTINA

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE COMUN	DISTRIBUCION GEOGRAFICA EN ARGENTINA
<i>Catassius auratus</i>	pez rojo (o pez chino)	Introducido como pez de acuario. Se cree que en la Prov. de San Juan existe en estado silvestre.
<i>Cyprinus carpio</i>	carpa	En diversos ambientes lagunares del centro del país y en el Río de la Plata. Se ha encontrado en los embalses San Roque y Los Molinos (Córdoba)
<i>Gambusia affinis</i>	pez mosquito	En aguas no especificadas de la Prov. de Córdoba, Buenos Aires y en Rosario (Santa Fe).
<i>Salmo gairdneri</i> (= <i>S. trutta</i>)	trucha arcoiris	Ampliamente distribuido en el país (Provincias del norte, noroeste y en lagos y ríos de la Patagonia).
<i>Salmo trutta</i> y <i>Salvelinus fontinalis</i>	trucha marrón y trucha de arroyo	En lagos y ríos de la Patagonia

CUADRO 5. Lista de peces introducidos en la Argentina y sobre los cuales existen antecedentes de ensayos sobre su resistencia al sulfato de cobre en el literatura extranjera. Los datos sobre la distribución geográfica fueron obtenidos del trabajo de RINGUELET *et al.*, 1967 y de la prof. Olga B. Oliveros (com.pers., 1974).

Cuadro 6. Susceptibilidad al sulfato de cobre de peces de agua dulce introducidos en Argentina. Referencias: OC = resultados observados "a campo", EL = ensayos de laboratorio, EB = ensayos realizados aplicando elementos de análisis bioestadísticos, TLM = es el límite de tolerancia media y se refiere al tiempo necesario para matar la mitad de los organismos experimentados.

NOMBRE COMUN	ENSAYOS	SO ₄ Cu ppm	OBSERVACIONES	REFERENCIAS
Pez rojo	EL	0,17	Sobrevive por más de 30 días	OZAKI <i>et al.</i> , 1970
Pez rojo	EL	0,08	Dosis mínima que provoca un de- crecimiento del desarrollo.	OZAKI <i>et al.</i> , 1970
Pez rojo	EL, EB	100	Sobrevive 3 a 41 hs, 25°C, pH = 7,9 - agua dura.	ELLIS, 1937
Pez rojo	-	0,50	Concentración inocua.	HALF, 1937
Carpa	-	0,33	Concentración inocua.	CALHOUN, 1966
Carpa	EL	0,08	Sobrevive por más de 30 días.	OZAKI <i>et al.</i> , 1970
Carpa	EL	0,024	Dosis que provoca un decreci- miento del desarrollo (mínimo)	OZAKI <i>et al.</i> , 1970
Trucha marrón	OC	25	Muerte en 2,5 hs. Alcalinidad = 6 ppm	WARRICK <i>et al.</i> , 1948
Trucha marrón	OC	2,5	Muerte parcial de los ejem- plares en 12,5 hs. Alcalini- dad = 248 ppm	WARRICK <i>et al.</i> , 1948
Trucha de arroyo	EL	0,15	Dosis inocua en acuario	CALHOUN, 1966
Truchas marrón y de arroyo	OC	1,0	Dosis inocua (laguna de agua estancada).	EIPPER, 1959

Cuadro 6 (continuación página anterior)

NOMBRE COMUN	ENSAYOS	SO ₄ Cu ppm	OBSERVACIONES	REFERENCIAS
Trucha arco iris	-	0,8	Dosis tolerada	LAWRENCE, 1962
Trucha arco iris (pece- cillos re- cien naci- dos	EL, EB	3,8	TLM = 24 hs, agudo. Agua blan- da. 14, 1-16, 9°C.	TURNBULL y KEMP, 1958
Idem ante- rior	EL, EB	10,0	Mortandad del 90-100 % de la población	TURNBULL y KEMP, 1958
Truchas (sin especifi- car)	-	1,0	Dosis letal en aguas calcáreas	LEGER, 1912
Idem anterior	-	0,14	Dosis inocua	CALHOUN, 1966
Idem anterior	OC	0,70	Dosis tolerada	ONTARIO Min. Agric. and Foss, 1973.
Pez mosquito	EL, EB	75	TLM=96 hs, agudo, agua de gran turbidez (750 mg/l), 24-27°C	WALLEN <i>et al.</i> , 1957
Pez mosquito	EL, EB	84	TLM=48 hs, agudo	WALLEN <i>et al.</i> , 1957
Pez mosquito	EL, EB	122	TLM=24 hs, agudo	WALLEN <i>et al.</i> , 1957

base a la opinión de los pescadores, solo pudo concluir que esa opinión (respecto al efecto del sulfato de cobre sobre la pesca) es muy variable.

SCHOENFELD (1947) cita un lago de Illinois tratado con sulfato de cobre durante 30 años y que "actualmente está casi completamente estéril". El comprobó que la pesca de la perca en el lago Monona (que fue tratado) era pobre comparada con el lago Mendota, no tratado).

En Minnesota, cuatro lagos fueron regularmente tratados con sulfato de cobre durante 26 años; el promedio de la cosecha de pesca durante los últimos 24 años fue ligeramente mayor que la de los 5 lagos adyacentes no tratados (MOYLE, 1949). Pero debido a las numerosas variables implicadas, la validez estadística de las diferencias no pudo probarse; de todas maneras, de tal información por lo menos parece ser que el tratamiento continuo con sulfato de cobre no afectó seriamente la pesca deportiva.

Con la excepción del trabajo de SCHOENFELD no se encontró otro en el que se señale la declinación de la pesca como resultado del uso continuo del sulfato de cobre en el control de las algas.

Otro posible peligro relacionado con los tratamientos antedichos reside en que, si ese compuesto disminuye la población de determinadas especies de peces, se puede producir un aumento de la población de mosquitos al disminuir los predadores naturales, en su estado larval.

El sulfato de cobre y su efecto sobre otros componentes de la fauna acuática.

La aplicación constante de esa sal puede dar como resultado una acumulación de cobre en los sedimentos de los lagos y provocar cambios en su población béntica (MCKEE y WOLF, 1963). Aunque otros investigadores han comprobado, en un grupo de lagos de Wisconsin, que no se observan diferencias en la densidad de esa población -por lo menos atribuible a la aplicación de cobre- aún cuando la concentración de ese elemento alcanzó los 138 mg/Kg de fango (MACKENTHUN y COOLEY, 1952). En el cuadro 7 se pueden consultar los resultados de algunos ensayos.

De todas maneras, la acumulación de cobre en los sedimentos revisa te para nosotros un interés particular por la importancia que tienen dentro de la ictiofauna santafesina de la cuenca del río Paraná, los peces de régimen iliófago pues, al ingerir fango, estarían en contacto con concentraciones de cobre relativamente más altas.

Influencia del sulfato de cobre sobre la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

En ensayos "a campo", el agregado de 1,0 ppm de sulfato de cobre disminuyó el 39 % del consumo de oxígeno - DBO (INGOLS, 1956).

Cuadro 7. Susceptibilidad al sulfato de cobre, de algunos representantes de la fauna de agua dulce. Ver referencias en el cuadro anterior.

ESPECIES	ENSAYOS	PPM	OBSERVACIONES	REFERENCIAS
<i>Daphnia</i> (cladócero)	s/e	1	Soporta esa concentración	RINGUELET <i>et al.</i> (1955)
<i>Diapomus</i> y <i>Cyclops</i>	s/e	5	Idem anterior	Idem anterior
<i>Mesocyclops obso-</i> <i>letus</i> (copépodo)	OC	3	Efecto subletal; al final desaparecen	SMITH (1939)
<i>Cyclops</i>	OC	4-15	Sobreviven 88 hs	WARRICK <i>et al.</i> (1943 y 1948)
Cladóceros (s/e)	OC	3	Muy susceptibles	SMITH (1939)
Rotíferos (s/e)	OC	15-1000	Sobreviven 30 hs	WARRICK <i>et al.</i> (1943 y 1948)
Zooplancton (s/e)	OC	0,05-0,08	No se observó mortandad digna de atención	CRANCE (1963)
<i>Daphnia</i> sp.	OC	5	Sobreviven 36 hs	FISHER (1956)
<i>Daphnia magna</i> (cladócero)	EB, EL	1	Muerte en 24 hs	TURNBULL-KEMP (1958)
<i>Daphnia magna</i> (cladócero)	EB, EL	0,1	No se observa inmovilización durante largos períodos de exposición; 25°C.	ANDERSON (1944)
<i>Gambusia lacustris</i> (amfípodo)	EL	1,5	96 hs, TL _m , apudo, 15°C.	HEBEKER y GAUFIR (1964)
Amfípodos (s/e)	OC	s/e	Especies sensibles	WARRICK <i>et al.</i> (1943 y 1948)

Cuadro 7 (continuación página anterior)

ESPECIES	ENSAYOS	PPM	OBSERVACIONES	REFERENCIAS
Diversas larvas de insectos s/e	OC	s/e	Resistentes	Idem anterior
Quironómidos (larvas de insectos)	OC	10	Sobreviven 7 días	FISHER (1956)
<i>Simulium detulolum</i> (larvas de jején)	EL	10	Sobreviven 24 hs	TURNBULL-KEMP (1958)
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (lombris acuática)	OC	0,40 0,38	96 hs- Tlm agua dura 24 hs- Tlm agua dura	WURTZ y BRIDGE (1961)
<i>Turbellaria</i> (gusanos chatos)	OC	10-50	Muertos en 24 hs	WARRICK <i>et al.</i> , (1943 y 1948)
<i>Polycella nigra</i> (planaria)	EL	0,47	48 hs-TLm; 15-18°C pH = 6,4	JONES (1940)
<i>Rana pipiens</i> (rana)	OC	16	Tlm, crónico; 20°C (tóxico a varias temperaturas en dosis mayores de 15 ppm)	KAPLAN y YOH (1961)
<i>Xenopus laevis</i> (sapo)	OC	0,025 0,001	Muerte total en 1-3 días pH=5,2; 22°C Inocuo pH=5,6; 22°C	FINGAL y KAPLAN (1963)

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a George P. Fitzgerald por el envío de numerosos trabajos sobre alguicidas, como así también a Marfa O. García de Emiliani, José Mario Marta, Olga B. Oliveros y a Inés D. Ezcurra de Drago por la colaboración prestada.

BIBLIOGRAFIA

Por razones de espacio, la lista bibliográfica se publicará al final de la II parte de esta monografía.