Acción del cloro y carbón activado en polvo sobre la remoción de microcistinas en tratamientos de agua potable

Rosales, R.J.; Cayetano Arteaga, M.C.**; Cives, H.R.****

Resumen

Las floraciones *(bloom)* de algas cianofíceas en el Lago de Salto Grande (Argentina-Uruguay) son consecuencia del estado de eutrofización y las condiciones ambientales. Representan un problema ecológico, sanitario y económico porque afectan el turismo, producen aumento del costo de tratamiento de agua potable y, lo más importante, riesgos para la salud pública por exposición a productos de su metabolismo: las cianotoxinas. Las microcistinas son las toxinas halladas con mayor frecuencia y más tóxicas sobre el ser humano, y se ha detectado su presencia en todas las floraciones registradas en el Lago. Se estudió la acción del cloro y el carbón activado en polvo para la remoción de microcistinas, en condiciones de laboratorio, demostrándose mayor efectividad sobre la remoción de las mismas del tratamiento de oxidación con cloro respecto del método de adsorción con carbón activado en polvo.

Palabras clave: ingeniería sanitaria, potabilización, cloro, carbón activado, microcistinas

Artículo derivado de un proyecto de investigación de director novel, PID UNER 8050, 2008-2010, Facultad de Ciencias de la Alimentación –FCAlim–, Universidad Nacional de Entre Ríos –UNER– (Concordia, Entre Ríos, Argentina); recibido en noviembre 2011; admitido en abril 2012.

Autores: Cátedras **Saneamiento e Higiene Industrial, **Física II* y ****Química General,* FCAlim., UNER (Concordia, Entre Ríos, Argentina). Contacto: rosalesr@fcal.uner.edu.ar

Action of chlorine and activated carbon powder on the remotion of microcystin in drinking water

Abstract

The blooms of blue-green algae in Salto Grande Lake (Argentina-Uruguay) are a consequence of eutrophication state and environmental conditions. They represent an ecological, sanitary and economic problem affecting tourism, increasing costs to produce potable water and, the most important, public health risks from exposure to products of their metabolism: the cyanotoxins. Microcystins are the most dangerous to human health for its level and toxicity; its presence was detected in all of recorded blooms in the lake. We studied the action of chlorine and powdered activated carbon for removal of microcystin in the laboratory, demonstrating the greater effectiveness on the removal of microcystin of the oxidation treatment with chlorine over adsorption on activated carbon powder.

Keywords: sanitary engineering, drinking water, chlorine, microcystin, activated carbon

Ação do cloro e pó de carvão ativado na remoção de microcistina em tratamento de água potável

Resumo

As florações de algas azuis-verdes (ou cianofíceas) no lago de Salto Grande (Uruguay – Argentina) são uma conseqüência do estado de eutrofização e condições ambientais. Representam um problema ecológico, da saúde e econômico, afetando ao turismo, produzindo aumento no custo de tratamento de água potável e, o mais importante, riscos à saúde pública pela exposição a produtos de seu metabolismo: as cianotoxinas. As microcistinas são as toxinas mais perigosas para o humano pela toxicidade; a sua presença foi detectada em todas as florações registradas no lago. Estudamos a ação do cloro e o carvão ativado em pó para remoção de microcistina em laboratório, demonstrando a maior eficácia do tratamento de oxidação com o cloro do que na adsorção com carvão ativado em pó.

Palavras chave: engenharia sanitária, tratamento de água, cloro, microcistina, carvão ativado

I.Introducción

Las actividades humanas utilizan los recursos hídricos de muchas maneras: para abastecimiento público, uso industrial, riego, navegación, recreación, etc. Estas actividades generan impactos y deterioro sobre la calidad de las reservas de aguas dulces superficiales, principal fuente de suministro de agua potable en la región de Salto Grande (Argentina). Una de las consecuencias de los impactos antrópicos en los ecosistemas acuáticos es la aceleración de los procesos de eutrofización, causados por el enriquecimiento artificial en nutrientes, principalmente compuestos nitrogenados y fosfatados provenientes de las aguas residuales domésticas e industriales y escorrentías de actividades agrícolas y ganaderas. Estas condiciones también se están produciendo en la cuenca del Río Uruguay, al cual se vierten las aguas residuales domésticas y agroindustriales prácticamente sin tratamiento previo. El Lago de Salto Grande (entre Urugua y Argentina) es caracterizado como un sistema eutrófico de acuerdo a la concentración de fósforo total [1].

Las **cianobacterias** o cianofíceas, también conocidas como algas verde-azuladas, son microorganismos aeróbicos fotoautótrofos pertenecientes al fitoplancton; requieren agua, dióxido de carbono, sustancias inorgánicas y luz para su metabolismo. La fotosíntesis es su principal modo de obtención de energía, como las algas y organismos superiores, pero su organización celular demuestra que son organismos procariotas, por lo tanto, similares bioquímicamente y estructuralmente a las bacterias. Estos organismos primitivos tienen una larga historia evolutiva, porque se adaptan a medios de crecimientos muy diversos. Uno de los factores que hacen que las cianobacterias predominen sobre otros grupos fitoplanctónicos (microalgas) es su capacidad de asimilar nutrientes (N y P) del medio. Presentan gran potencial biótico y tolerancia, en condiciones que en su mayoría son adversas a otros organismos, por lo cual se las califica de “oportunistas”.

Las cianobacterias muestran una amplia diversidad morfológica, pueden ser unicelulares (Chroococcus) o filamentosas; éstas últimas en ocasiones presentan ramificaciones (Anabaena). Pueden presentarse aisladas o agrupadas en colonias (Schizothrix). La estructura colonial

se mantiene por un exo-polisacárido que se aprecia como un mucílago o una vaina firme. Otra de las estructuras presentes en las cianobacterias son las vacuolas de gas que les ayudan a la flotación y que se encuentran en especies de muy diferentes géneros (Anabaena).

Los **blooms** o **floraciones** son un crecimiento explosivo de cianobacterias que ocurre cuando la luz, temperatura y nutrientes favorecen unas especies, resultando densidades celulares de más de 5000 células por mililitro [2]. Las floraciones de cianobacterias representan un problema ecológico, sanitario y económico que se ha incrementado en los últimos años a nivel mundial; producen aumento del costo de tratamiento de agua potable, riesgos para la salud pública por exposición directa o prolongada a productos del metabolismo de estas algas: las cianotoxinas. El incremento en la biomasa, además de ocasionar problemas estéticos como la presencia de espumas y olores desagradables, también altera el sabor del agua. El proceso de descomposición de los florecimientos acuáticos causa desoxigenación alterando la química del agua, cambios que influyen en la supervivencia de los animales acuáticos.

Los metabolitos más importantes, desde el punto de vista de la Salud Pública, producidos por las cianobacterias son las toxinas, también llamadas en forma genérica **cianotoxinas**. Las mismas son sintetizadas intracelularmente por las cianobacterias bajo determinadas condiciones de crecimiento; se encuentran predominantemente en el interior de las células viables de las cianobacterias tóxicas (toxinas intracelulares). En condiciones normales una pequeña proporción de estas toxinas es liberada por las células al agua (toxinas extracelulares). Cuando ocurre la lisis celular, ya sea por el decaimiento natural o por la rotura de las células bajo el efecto de agentes químicos como el sulfato de cobre u oxidantes, la toxina intracelular es liberada al agua [2].

No se pueden distinguir las cianobacterias productoras de toxinas de las no tóxicas por observación microscópica; se requieren sofisticados test para establecer si un *bloom* contiene o no especies tóxicas. Sin embargo, se está registrando que las floraciones son cada vez más tóxicas. Se estima que más del 50% de las floraciones de cianobacterias de aguas continentales, registradas o no, son tóxicas [3].

La presencia de floraciones de cianobacterias en Salto Grande fue registrada prácticamente desde que se llenó el embalse (1979) [4, 5]. Entre setiembre de 2000 y abril de 2001 se determinó que el 100% de las muestras analizadas presentaron toxicidad [6], con niveles de concentración de microcistinas que variaron entre 200 µg/g y 2000 µg/g.

Las cianotoxinas son clasificadas de acuerdo al órgano animal que afectan y de acuerdo a su estructura química: las **neurotoxinas** afectan el sistema nervioso, las **hepatotoxinas** atacan al hígado y las **dermotoxinas** irritan la piel y membranas mucosas.

Los tres tipos más comunes de cianotoxinas se clasifican químicamente como: péptidos cíclicos, alcaloides y lipopolisacáridos (LPS) [7].

Se han detectado 71 variantes estructurales de microcistinas, siendo la más común la microcistina-LR (Metcalf y Cood, 2004). Su estructura química se muestra en la **Figura 1**. Es una hepatotoxina potente, 100 veces más que el cianuro [8]; afecta principalmente a las células del hígado, provocando lisis o alterando su actividad metabólica, induciendo la formación de tumores hepáticos [9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17].

Se han reportado y descrito intoxicaciones que afectaron a la población por el consumo de agua contaminada con cepas tóxicas de cianobacterias en Australia, Inglaterra, China y Sudáfrica [18]. El caso más grave confirmado fue registrado en la ciudad de Caruaru (PE, Brasil), donde 130 pacientes renales crónicos fueron intoxicados en 1996 durante sesiones de hemodiálisis, y 60 pacientes fallecieron después de 10 meses de haberse registrado los primeros síntomas. Se determinó que la causa de la intoxicación fue la presencia de microcistinas en el carbón activado utilizado en el sistema de purificación del agua de la clínica [19, 20, 21, 22, 23].

La OMS (1999) ha establecido valores guía para la concentración máxima de microcistinas en agua potable en 1.0 µg/l. En Argentina, el Código Alimentario Argentino no regula la concentración máxima de microcistinas admisible en agua potable.

Los efectos de las cianotoxinas pueden ser agudos o crónicos. Los sectores más vulnerables a las cianotoxinas son los niños, porque la relación ingesta de agua/peso corporal es más alto que en adultos. Los efectos crónicos potenciales son de importancia crítica en el sumi-

nistro de agua potable que puedan contener bajos niveles de toxinas, incluso por debajo de los límites de seguridad establecidos por la OMS, porque se desconoce qué efectos pueden tener tras un largo período de exposición a las cianotoxinas; incluyen daños crónicos en el hígado y desarrollo de cáncer [24]. El contacto directo con cianotoxinas en aguas de recreación puede producir irritaciones en la piel. Se han documentado casos de este tipo por contacto directo con blooms de cianobacterias [23].

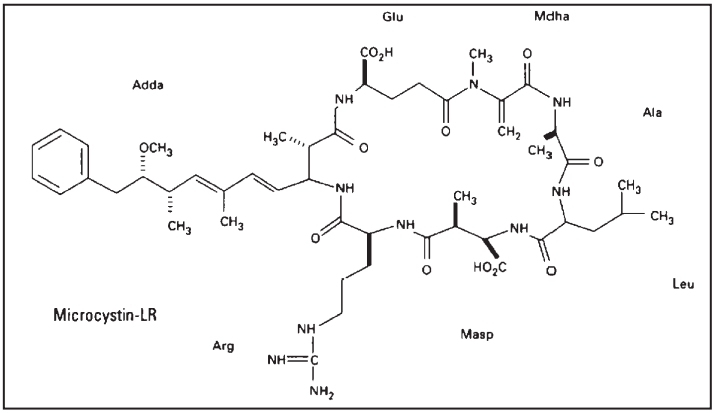

FIGURA 1. Estructura química de la microcistina-LR

Hay varios métodos disponibles para identificación y *screening*, pero los métodos de identificación (HPLC seguido de espectroscopia de masas) requieren instrumentos sofisticados y formación profesional disponible en laboratorios comerciales o de investigación muy avanzados. Los test ELISA, para los cuales se disponen kits comerciales, pueden usarse para cuantificación. Actualmente están siendo desarrollados test comerciales basados en PPI (protein phosphatase inhibition).

Las cianotoxinas presentan una gran estabilidad química y a la degradación microbiológica. Debido a su estructura peptídica cíclica, las microcistinas son muy estables y resistentes a la hidrólisis química y a la oxidación en pH próximos a la neutralidad. Además, las microcistinas y nodularinas mantienen su toxicidad después de tratamientos térmicos a

ebullición. En condiciones naturales, al abrigo de la luz, las microcistinas pueden conservarse durante meses, incluso años. Pero se observa una degradación fotoquímica de las microcistinas expuestas a la luz solar, y la velocidad de esta reacción es aumentada por la presencia de las ficobiliproteínas [25]. Ya se han encontrado y aislado bacterias naturales en ríos y ambientes acuáticos capaces de degradarlas [11].

La presencia de algas y cianobacterias en el agua natural de aducción a las plantas potabilizadoras puede ocasionar problemas operacionales en varias etapas de tratamiento, tales como: dificultad de coagulación y floculación, baja eficiencia de sedimentación, colmatación de filtros y aumento de la necesidad de productos para la desinfección [26, 27, 28, 29, 30, 31]. Como consecuencia de estos problemas operacionales, se verifica generalmente una reducción de la eficiencia de los procesos de tratamiento y surgen los problemas en el agua tratada asociados a la presencia de algas, cianobacterias y sus subproductos extracelulares, tales como olores, sabores, trihalometanos y toxinas.

La importancia de las algas y cianobacterias como potenciales precursores de trihalometanos, particularmente cuando ocurren floraciones, es enfatizada en recientes trabajos desarrollados por Graham [32].

Los procesos convencionales de tratamiento de agua para consumo humano, como el que se lleva a cabo en la Planta Potabilizadora de la ciudad de Concordia, incluyen coagulación, floculación, sedimentación, filtración y cloración. Este tipo de tratamiento puede remover satisfactoriamente las células de cianobacterias, sin producir lisis celular y por ende sin liberar toxina al medio, pero en las condiciones habituales de operación, no garantizan la eliminación efectiva de las cianotoxinas presentes al comienzo del tratamiento. Solo tratamientos avanzados, como adsorción en carbón activado en polvo o granular, biofiltros, filtración por membranas u oxidación en determinadas condiciones puede garantizar una remoción eficaz de las toxinas.

El carbón activado en polvo (CAP) y el granular (CAG) son efectivos para la remoción de toxinas utilizados solos o en combinación con el tratamiento convencional [33] [34]. Donati y col. [35] demostraron que el carbón activado de madera fue más efectivo en la remoción de microcistinas que el obtenido a partir de coco.

La oxidación química es una técnica tan efectiva como el carbón activado para la remoción de cianotoxinas. Sin embargo, la aplicación directa del oxidante al agua cruda, que aún no ha sufrido la remoción de las células de cianobacterias, presenta interrogantes por la liberación de toxinas al medio y por la formación de compuestos no deseables.

El cloro es el desinfectante más utilizado en todo el mundo; se han realizado estudios para observar el efecto del cloro sobre microcistinas. Nicholson y col. [36] reportaron que microcistinas y nodularina fueron rápidamente destruidas por acción del cloro, hipoclorito de calcio e hipoclorito de sodio, requiriendo mayores dosis en este último caso. Cloro e hipoclorito de calcio removieron el 95% de las toxinas presentes con dosis de 1 mg/l (de cloro activo) después de un tiempo de contacto de 30 minutos; en cambio para el hipoclorito de sodio se requirieron 5 mg/l para destruir el 80% de las toxinas después de igual tiempo de contacto. Estos autores también observaron que el pH ejerce una influencia significativa sobre la efectividad de las especies de cloro ensayadas. Al disminuir el pH se incrementa la remoción, para iguales concentración de oxidantes y tiempos de residencia.

Según varios autores [37, 34, 38], el proceso de oxidación más eficaz para la destrucción de microcistinas es la ozonización. Hart y col. [38] reportaron que la radiación ultravioleta y el peróxido de hidrógeno no son efectivos en la remoción de microcistinas; en cambio, el permanganato de potasio presenta un gran potencial en la remoción de toxina disuelta. En cuanto a los oxidantes en general, es importante destacar que la elección del punto de aplicación tiene un impacto muy importante sobre la remoción de las toxinas intra y extra celulares. La preoxidación puede ocasionar la lisis celular con la consecuente liberación de la toxina el agua. El uso de oxidantes antes de la remoción de las células sanas debe ser analizado con mucha precaución.

En los últimos años se han desarrollado, en el embalse de la Represa de Salto Grande, floraciones de cianobacterias con mayor intensidad, en cuanto a su densidad y tiempo de duración. Los géneros de cianofíceas predominantes son potencialmente productores de toxinas, principalmente microcistinas, por lo cual es un tema que se ha instalado en la agenda de la salud pública por su eventual efecto perjudicial sobre

el uso del recurso hídrico a los fines de recreación, turismo y, lo más importante, como fuente para la producción de agua potable.

Si bien no se ha detectado presencia de esta toxina en el agua del Río Uruguay, a la altura de la Planta Potabilizadora de la ciudad de Concordia, ubicada en la margen derecha del río aproximadamente 10 km aguas abajo de la represa, urge la necesidad de estudiar el efecto que los distintos tratamientos aplicados a la potabilización del agua tienen en la remoción de microcistinas.

Los objetivos del presente trabajo fueron realizar estudios comparativos sobre la remoción de microcistinas mediante la utilización de distintos agentes: cloro y carbón activado en polvo, en condiciones de laboratorio, y analizar la posibilidad de aplicación de las alternativas estudiadas al proceso de potabilización de la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia.

II.Materiales y métodos

Se realizaron las siguientes etapas de trabajo:

1. Extracción, purificación y cuantificación de las endotoxinas producidas por las cianobacterias que desarrollan floraciones en el Lago de Salto Grande: se recogieron muestras de agua y se realizó un *screening* de las mismas mediante observación microscópica para asegurar el predominio de especies de cianobacterias potencialmente productoras de microcistinas. Mediante filtración y centrifugación, se concentró la biomasa de células. Para liberar la toxina contenida en el interior de la célula, se provocó la lisis celular mediante tres ciclos alternados de congelación–descongelación. Luego se hizo filtrado y centrifugado para separar los restos celulares del líquido intracelular, que contiene las microcistinas, y se determinó la concentración de las mismas por ELISA, obteniendo como resultado 3700 µg/L.

2. Aplicación de los siguientes tratamientos, para la remoción de toxinas:

a. Oxidación con cloro a distintos pH y tiempos de residencia. Las variables estudiadas: pH, concentración de microcistinas, concentración inicial de cloro y tiempo de contacto: se prepararon soluciones en agua

destilada, a escala laboratorio, de concentración 2 y 4 µg/l de microcistinas. Sobre cada una de estas soluciones, se evaluó la acción del cloro en dos concentraciones distintas, a dos valores de pH y bajo dos tiempos de contacto diferentes. Se evaluó la acción a pH 6,1 y a pH 8. Se trabajó con soluciones de concentración inicial de 2 y 4 mg/l de cloro activo y se ensayaron tiempos de contacto de 20 y 30 minutos. Se efectuó la medición de concentración de microcistinas y de cloro libre para Tiempos de contacto: 20 o 30 min (según correspondiera).

b. Tratamiento con carbón activado en polvo: en estos ensayos se utilizaron como variables la concentración de microcistinas y la concentración de CAP. Se utilizó carbón activado en polvo (CAP) de base vegetal (madera). Se prepararon soluciones, en agua destilada, de concentración 4 y 10 µg/l de microcistinas. Sobre cada una de estas soluciones se evaluó la acción del CAP, a distintas concentraciones, 3, 5, 10, 15, 20, 50 y 100 mg/l, respectivamente, durante 2 horas a 20°C. Se efectuó la medición de concentración de microcistinas luego del ensayo.

3. Determinación de indicadores de calidad de agua tratada luego de aplicar los distintos tratamientos: pH, Cloro activo, Cloro residual libre, concentración de Microcistinas.

4. Metodología analítica utilizada:

a. **pH:** método electrométrico (APHA-AWWA-WPCF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater).

b. **Cloro activo:** método yodométrico (APHA-AWWA-WPCF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater).

c. **Cloro residual libre:** Método colorimétrico de la DPD (*N,N-dietil-p-fenilendiamina*) (APHA-AWWA-WPCF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater).

d. **Microcistinas:** método inmunológico ELISA. Se utilizó el kit comercial Envirologix Inc. Límite de detección del método 0,147 µg/L y Limite de cuantificación 0,16 µg/L.

Todos los ensayos se realizaron por duplicado.

III.Resultados y discusión

Aplicando la metodología descripta, se han obtenido los siguientes resultados:

a. Ensayo de acción del cloro sobre la remoción de microcistinas en distintas condiciones de pH y tiempos de contacto

El Análisis de la varianza (ANOVA) multifactorial, realizado con Statgraphics centurión, determina que los factores concentración de cloro activo aplicado, tiempo de contacto y pH tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la remoción de microcistinas, con un nivel de confianza del 95%; también existe interacción entre los factores cloro activo aplicado - tiempo de contacto (**Figuras 2** y **3**) y cloro activo aplicado - pH (**Figuras 4** y **5**).

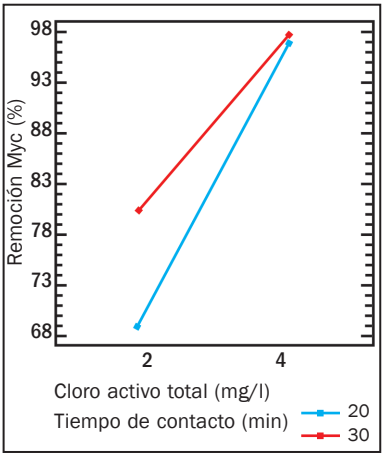

FIGURA 2. Gráfico de interacción cloro activo aplicado - Tiempo de contacto

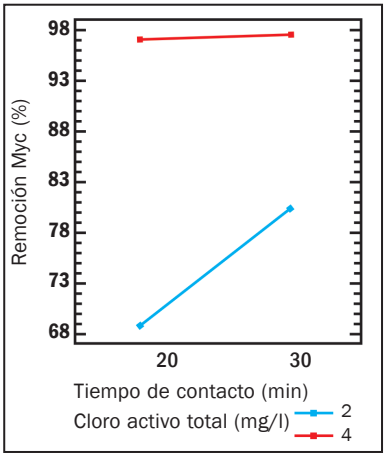

FIGURA 3. Gráfico de interacción cloro activo aplicado - Tiempo de contacto

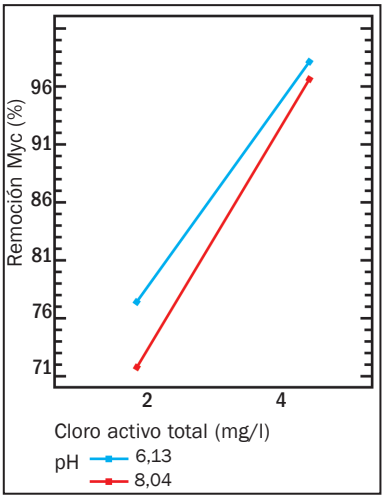

FIGURA 4. Gráfico de interacción cloro activo aplicado - pH

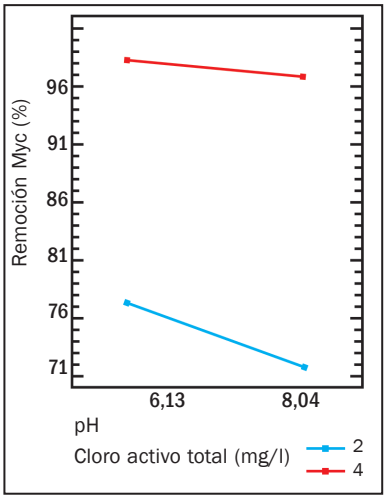

FIGURA 5. Gráfico de interacción cloro activo aplicado - pH

La **Tabla 1** muestra el incremento en la remoción de microcistinas al aumentar la concentración de cloro activo aplicada, manteniendo constante la el pH y el tiempo de contacto.

TABLA 1. Remoción de microcistinas (valores medios y desviación estándar) según la concentración de cloro activo aplicada

Concentración de cloro activo aplicada (mg/L)	Remoción de microcistinas (%)
2	76,92 ± 8,06 [a] (*)
4	97,28 ± 1,07 [b]

(*) Se han identificado dos grupos homogéneos, según la letra de referencia. Entre los mismos existen diferencias estadísticamente significativas. El test empleado para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey (P<0,05).

La **Tabla 2** muestra un incremento en la remoción de microcistinas al aumentar el tiempo de contacto aplicado, manteniendo constante el pH y la concentración de cloro activo aplicada.

TABLA 2. Remoción de microcistinas (valores medios y desviación estándar) según el tiempo de contacto aplicado

Tiempo de contacto aplicado (minutos)	Remoción de microcistinas (%)
20	82,94 ± 15,33 [a] (*)
30	88,99 ± 10,06 [b]

(*) Se han identificado dos grupos homogéneos, según la letra de referencia. Entre los mismos existen diferencias estadísticamente significativas. El test empleado para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey (P<0,05).

En la **Tabla 3** se observa un incremento en la remoción de microcistinas al disminuir el pH, manteniendo constante la concentración de cloro activo aplicada y el tiempo de contacto.

TABLA 3. Remoción de microcistinas (valores medios y desviación estándar) según el pH

pH	Remoción de microcistinas (%)
8,04	84,24 ± 13,96 [a] (*)
6,13	87,69 ± 12,47 [b]

(*) Se han identificado dos grupos homogéneos, según la letra de referencia, entre los mismos existen diferencias estadísticamente significativas. El test empleado para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey (P<0,10).

Estos ensayos son coincidente con los realizados por [36] y [39], quienes también observaron que la disminución de pH ejerce una influencia beneficiosa sobre la efectividad de la acción del cloro.

b. Ensayo de acción del carbón activado en polvo sobre la remoción de microcistinas

Se observa en la **Tabla 4** que con el CAP ensayado, aplicando 15 mg/L, se logran remociones de microcistinas del orden del 53%. Para lograr remociones mayores al 80% deberían aplicarse dosis de CAP mayores a 50 mg/L. Este tratamiento se tornaría muy oneroso, considerando que el CAP tiene un costo del orden de U$S 3,5 el kilogramo.

TABLA 4. Remoción de microcistinas (valores medios y desviación estándar) según la concentración de CAP aplicada

Concentración de CAP aplicada (mg/L)	Remoción de microcistinas (%)
3	7,9 ± 1,6 [a] (*)
5	22,4 ± 7,0 [b]
10	43,6 ± 4,2 [c]
15	53,5 ± 1,4 [d]
22	66,2 ± 5,8 [e]
50	79,6 ± 0,2 [f]
100	96,8 ± 0,4 [g]

(*) Se han identificado siete grupos homogéneos, según la letra de referencia. Entre los mismos existen diferencias estadísticamente significativas. El test empleado para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey (P<0,05).

IV. Conclusiones

De este trabajo se concluye que pueden lograrse niveles de remoción de microcistinas del orden del 97% aplicando dosis de cloro activo total de 4 mg/l, con tiempos de contacto de 30 minutos y a pH 6,13.

Para el caso de la adsorción de microcistinas con carbón activado en polvo (CAP), se ha demostrado la significancia estadística sobre el incremento de la remoción de microcistinas que tiene el incremento de la dosis de CAP aplicada, con un nivel de confianza del 95%.

Se observa que con el CAP ensayado, aplicando 15 mg/L, se logran remociones de microcistinas del orden del 53%. Para lograr remociones mayores al 80% deberían aplicarse dosis de CAP mayores a 50 mg/L.

La oxidación con cloro es un tratamiento que ya se aplica en la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia y este trabajo permitió ajustar la concentración de cloro, el tiempo de contacto y el pH durante el proceso de potabilización para lograr remociones de microcistinas con la máxima eficiencia, a concentraciones sugeridas por la OMS. De esta manera se demuestra que con los reactores de potabilización disponibles es posible, técnica y económicamente, lograr remociones de microcistinas para cumplir con los estándares de calidad de la OMS.

El tratamiento con carbón activado en polvo, si bien es posible desde el punto de vista técnico, no sería viable económicamente, ya que tiene

un costo del orden de U$S 3,5 el kilogramo y, como fuera mencionado, para lograr remociones del orden del 80 % deberían aplicarse concentraciones de 50 mg/l de CAP. Esto significa que, para una producción de agua de 70.000 m3/día, serían necesarios 3.500 kg/día de CAP, a un costo de U$S 12.250/día.

Se puede concluir que con el tratamiento de oxidación con cloro se logran remociones en la concentración de microcistinas de mayor orden y más económicas que aplicando tratamientos de adsorción con CAP.

Agradecimientos

A Nancy Román, por su colaboración invalorable en el desarrollo de las actividades experimentales, desde el Laboratorio de Aguas de Corrientes, Administración de Obras Sanitarias, Corrientes (Argentina).

A Alejandro Víctor Otaegui –ex Jefe del Departamento Ecología, Comisión Técnica Mixta Salto Grande, Concordia (Entre Ríos, Argentina)–, por la experiencia y conocimientos aportados desde sus años de trabajo con floraciones de cianobacterias en la región de Salto Grande.

Referencias bibliográficas

1. CHALAR, G; DE LEÓN, L; DE LEÓN, R; FABIÁN, D; GORGA, J. *Evaluación de la eutrofización del embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos*. Informe final de la Primera Etapa. Convenio CTM-Salto Grande-Universidad de la República. Montevideo: Fac. Ciencias., Universidad de la República; 1993.
2. YOO R; CARMICHAEL W; HOEHN RC; HRUDEY SE. *Cyanobacterial (Blue-Green Algal) toxins: A resource guide*. AWWA Research Foundation and American Water Works Association; 1995.
3. LAURÉN-MÄÄTTÄ, C.; HIETALA, J; WALLS, M. Responses of Daphnia pulex populations to toxic cyanobacteria. *Freshwater Biol*. 1997; 37(3):635-647.
4. QUIRÓS, R.; LUCCHINI L. Características limnológicas del Embalse de Salto Grande, III: Fitoplancton y su relación con parámetros ambientales. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*. 1982; 13: 49-66.
5. BERON L. E. Features of the limnological behaviour of Salto Grande´s reservoir (Argentina – Uruguay). *Ecological Modelling*.1990; 52: 87 – 102.
6. DE LEÓN, L; YUNES, J.S. First report of a Microcystin-containing bloom of the cyanobactium Microcystis aeruginosa in the La Plata River, South America. *Environ. Toxicol*. 2001; 16(1):110-112.
7. MUR, L.R.; SKULBERG, O.M; UTKILEN, H. Cyanobacteria in the Environment. Chapter 2. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management*. London and New York: E&FN Spon; 1999: 15-40.
8. PIZZOLÓN, L. Importancia de las cianobacterias como factor de toxicidad en las aguas continentales. *Interciencia* 1996; 21(6): 239-245.
9. BROOKS, W.; CODD, G. Distribution of Microcystis aeruginosa peptide toxin and interactions with hepatic microsomes in mice. *Pharmacology & Toxicology*. 1987; 60:187-191.
10. BUMKE-VOGT, C.; MAILAHN, W.; RETARD, W.; CHORUS, I. A highly sensitive analytical

method for the neurotoxin anatoxin-a, using GC-ECD, and first application to laboratory cultures. *Phycologia*. 1996; 35(6, Supplement): 51-56.

11. CHORUS, I; BARTRAM, J. (ED). Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E&FN Spon; 1999.
12. FALCONER, I. An overview of problems caused by toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in drinking and recreational water. Environ. *Toxicol*. 1999; 14:5-12.
13. HARADA, K. Trace analysis of microcystins. *Phycologia*. 1996; 35 (6 Suppl.): 36-41.
14. JUNGMANN, D. Toxic compounds isolated from Microcystis PCC7806 that are more active against Daphnia than two microcystins. *Limnol. Oceanogr*. 1992; 37(8): 1777-1783.
15. SIVONEN, K. Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia*. 1996; 35(& Suppl.): 12-24.
16. UTKILEN, H; GJÖLME, N. Toxin production by Microcystis aeruginosa as a function of light in continuous cultures and its ecological significance. *Appl. Environ. Microbiol*. 1992; 58(4): 1321-1325.
17. WATANABE, M.; OISHI, S.; NAKATO, T. Toxic characteristics of Microcystis aeruginosa. Verh. *Internat. Verein. Limnol*. 1981; 21:1441-1443.
18. FALCONER, I.R. Health implications of Cyanobacterial (blue-green algae) toxins. In: Steffensen, DA; Nicholson, BC (Ed.). *Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management - Proceedings of an International Workshop*. Adelaide; 1994.
19. AZEVEDO, SMFO. Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. In: *IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia – Livro de Resumos.* 1996:84.
20. CARMICHAEL, WW; NA, JS; AZEVEDO, SMFO; LAU, S; RINEHART, KL; JOCHIMSEN, EM; HOLMES, CEM; SILVA, JB. Analysis for microcystins involved in outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil. In: *IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxinologia*; 1996.
21. JOCHIMSEN, EM; CARMICHAEL, WW; NA, J; CARDO, D; COOKSON, ST; HOLMES, CEM; ANTUNES, MBC; MELO FILHO, DA: LYRA, TM; BARRETO, V; AZEVEDO, SMFO; JARVIS, WR. Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. *N Engl J Med* 1998; 36:373-378.
22. POURIA, S; ANDRADE, A; BARBOSA, J; CAVALCANTI, RL; BARRETO, VST; WARD, CJ; PREISER, W; POON, GK; NEILD, GH; CODD, GA. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet* 1998; 352:21-26.
23. CARMICHAEL, W.W. *Assessment of Blue-Green Algal Toxins in Raw and Finished Drinking Water*. Denver: AWWA Research Foundation; 2001.
24. KUIPER-GOODMAN, T; FALCONER, I; FITZGERALD, J. Human Health Aspects. Chapter 4. In: Chorus, I.;Bartram, J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management*. London and New York: E&FN Spon; 1999: p. 112-153.
25. TSUJI, K; NAITO, S; KONDO, F; ISHIKAWA, N; WATANABE, MF; SUZUKI, M; HARADA, KI. Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environ. Sci. Technol.* 1993; 28:173-177.
26. HAARHOFF, J; CLEASBY, JL. Direct filtration of Chlorella with cationic polymer. *J. Environ. Eng.* 1989; 115(2):348-66.
27. EDZWALD, JK; WINGLER, BJ. Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. *Journal Water SRT-Aqua.* 1990; 39(1):24-35.
28. EDZWALD, JK. Algae, bubbles, coagulants and dissolved air flotation. *Water Science and Technology.* 1993; 27(10):67-81.
29. KAUR, K; BOTT, TR; HEATHCOTE, GR; KEAY, G; LEADBEATER, BSC. Treatment of algal-laden water: pilot-plant experiences. *Journal IWEM* 1994; 8:22-32.
30. DI BERNARDO, L. *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: ABES; 1995.
31. BRANDÃO, CCS; LACERDA, MRS; ABREU, MC. Influência do tempo de floculação na

filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas. In: *Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*; Lisboa; 1996.

32. GRAHAM, NJD; WARDLAW, VE; PERRY, R; JIANG, JQ. The significance of algae as trihalomethane precursors. *Water Science & Technology*. 1998; 37(2):83-9.
33. FALCONER, IR; RUNNEGAR, MTC; BUCKLEY, T; HUYN, VL; BRADSHAW, P. Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing Cyanobacterial blooms. *J Am Water Works Assoc*. 1989; 81(2):102-5.
34. HIMBERG, K; KEIJOLA, AM; HIISVIRTA, L; PYYSALO, H; SIVONEN, K. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from Microcystis and Oscillatoria cyanobacteria: A laboratory study. *Water Research.* 1989; 23(8):979-84.
35. DONATI, C; DRIKAS, M; HAYES, R; NEWCOMBE, G. Mycrocystin-LR adsorption by powdered activated carbon. *Water Research*. 1994; 28(8):1735-42.
36. NICHOLSON, BC; ROSITANO, J; BURCH, MD. Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and hloramines. *Water Research.* 1994; 28(8):1297-303.
37. KEIJOLA, AM; HIMBERG, K; ESALA, AL; SIVONEN, K; HIISVIRTA, L. Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot scale experiments. *Toxicity Assessment. An International Journal.* 1988; 3:643-56.
38. HART, J; FAWELL, JK; CROLL, B. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. *Water Supply.* 1998; 16(1/2):611-6.
39. IZAGUIRRE, M; ROMÁN, N. Remoción de Microcystina por acción del cloro. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental;* 78: 35-43 .