



7^{mo}
Congreso de
Medio Ambiente

Actas 7mo Congreso de Medio Ambiente AUGM
22 al 24 de mayo de 2012. UNLP. La Plata Argentina

EFECTO DE TRATAMIENTOS QUÍMICOS EN ENSAYOS DE LABORATORIO PARA LA MITIGACIÓN DE AMBIENTES LACUSTRES EUTROFIZADOS

Chemical treatments effects on laboratory assays to mitigate eutrophicated lakes

Letizia Bauzá, Dario Andrinolo, Leda Giannuzzi.

Laboratorio de Toxicología General, Facultad de Ciencias Exactas (UNLP)
Calle 47 y 155, La Plata, Buenos Aires, ARGENTINA
TE/Fax: 54 (221) 4250497 int letiziabau@yahoo.com.ar;
dandrinolo@yahoo.com; leda@biol.unlp.edu.ar

Palabras Claves: precipitantes, peróxido de hidrógeno, eutrofización, sistemas lacustres.

Título abreviado: químicos para mitigación de ambientes eutrofizados

ABSTRACT

The eutrophication processes of the lake resources have serious environmental, economic and health problems to be important to control. There are chemical and biological parameters as indicators of eutrophicated systems, such as chlorophyll-a, soluble phosphorus (Ps) and total phosphorus (Pt), which allow to label bodies of water from the oligotrophic to the hypertrophic state.

The aim of this study was to evaluate a laboratory scale the efficiency of two precipitating agents: poly aluminum (PCA) and ferric chloride hexahydrate (CFH) and an oxidizing agent: hydrogen peroxide (H_2O_2) in the eutrophic lake systems control. Were added increasing amounts of precipitants to be for the PCA: 50 ul / L, 100 ul / L, 120 ul / L and 150 ul / L, while for CFH concentrations were: 2.5×10^{-4} M, 5×10^{-4} M, 7.5×10^{-4} M and 1×10^{-3} M. The percentages of H_2O_2 added were: 0.0015%, 0.003%, 0.0075%, 0.015% and 0.03%. Parameters were followed at 2, 4, 8, 24, 30 and 48 hours.

The course of the experience was assessed by measuring pH, turbidity, chlorophyll-a, (Ps) and (Pt) by Standardized Methods of Analysis (APHA, 1984). The PCA results in a decrease of 0.40 pH units, whereas the variation CFH was between 1.00 and 3.30 units. Both were very effective precipitants in terms of clarifying the treated samples. The values of Pt and chlorophyll show that after 24 hours both agents were able to bring the system from hypertrophic to eutrophic state. A important effect of H_2O_2 in the degradation of chlorophyll after 48 hours without changing the pH value were observed. The use of chemical agents tested may help control eutrophic lake systems.

RESUMEN

Los procesos de eutrofización de los recursos lacustres continentales constituyen una seria problemática ambiental, económica y sanitaria siendo importante controlar su cantidad. Existen parámetros químicos y biológicos considerados indicadores de un sistema eutrofizado, como son la concentración de clorofila-a, fósforo soluble (Ps) y fósforo total (Pt), que permiten catalogar a los cuerpos de agua desde el estado oligotrófico hasta el hipereutrófico.

El objetivo de este trabajo fue evaluar a escala de laboratorio la eficiencia de dos agentes precipitantes: policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico hexahidratado (CFH) y un agente oxidante: agua oxigenada (H_2O_2) en el control de sistemas lacustres eutrofizados.

Se adicionaron cantidades crecientes de los precipitantes siendo para el PCA: 50 $\mu\text{l/L}$, 100 $\mu\text{l/L}$, 120 $\mu\text{l/L}$ y 150 $\mu\text{l/L}$, mientras que para el CFH las concentraciones fueron: 2.5×10^{-4} M, 5×10^{-4} M, 7.5×10^{-4} M y 1×10^{-3} M. Los porcentajes de H_2O_2 agregada: 0.0015%, 0.003%, 0.0075%, 0.015% y 0.03%. Los parámetros fueron seguidos a las 2, 4, 8, 24, 30 y 48 horas.

El curso de la experiencia fue evaluado mediante medidas de pH, turbidez, clorofila-a, (Ps) y (Pt) mediante Métodos Estandarizados de análisis (APHA, 1984). El PCA produce un descenso de 0.40 unidades de pH, mientras que con CFH la variación fue entre 1.00 y 3.30 unidades. Ambos precipitantes resultaron muy eficientes en términos de clarificar las muestras tratadas. Los valores del Pt y los de clorofila muestran que luego de 24 horas ambos agentes fueron capaces de llevar el sistema desde un estado hipereutrófico a uno eutrófico. Se observó un marcado efecto del H_2O_2 en la degradación de clorofila alcanzando a las 48 horas un estado trófico menor sin modificar el valor de pH compatible con la vida acuática.

Pretendiendo provocar el menor impacto ecológico sobre los sistemas tratados, el uso de los agentes químicos ensayados podría ayudar a controlar sistemas lacustres eutrofizados.

INTRODUCCIÓN

La integridad ecológica es la capacidad de un ecosistema para soportar y mantener las comunidades biológicas comparables a las que se encuentran en hábitats relativamente poco perturbados de la región, incluye tanto a los organismos vivos como a los elementos físicos del ecosistema (suelo, aire, agua, entre otros).

Si bien ya es bien conocida la relación entre altos niveles de nutrientes y la dominancia de florecimientos de cianobacterias, otros cambios ambientales como el calentamiento global podrían estar jugando un rol importante en la aparición y desarrollo de estos florecimientos.

En un ambiente acuático rico en nutrientes, las cianobacterias periódicamente exhiben un aumento significativo de su velocidad reproductiva y de su biomasa total, conocida como floraciones cianobacterianas, causando impactos negativos en el ambiente tales como oscurecimiento de las aguas, aumento del pH, disminución del oxígeno disuelto debido a la respiración o degradación y a la producción de activas cianotoxinas (Chorus & Bartam, 1999). Estos efectos producen la mortalidad de los organismos acuáticos, disminuyen la biodiversidad de los mismos así como del crecimiento de la vegetación acuática y la estabilidad por interferencias en la dinámica normal de las especies del fitoplancton. Además producen otras consecuencias negativas para el hombre debido a la formación de olores y toxinas en ambientes recreacionales y reservorios para fuentes de agua potable.

Existen parámetros químicos y biológicos considerados indicadores de un sistema eutrofizado, como son la concentración de clorofila-a, fósforo soluble (Ps) y fósforo total (Pt), que permiten clasificar a los cuerpos de agua desde el estado oligotrófico hasta el hipereutrófico.

Los lagos, ríos y estuarios que experimentan floraciones de cianobacterias en forma frecuente y prolongada poseen una estructura en su ecosistema que puede afectar la calidad del agua, las comunidades biológicas y los servicios del mismo ecosistema. Algunos de estos efectos pueden ser directos, como ser la posible toxicidad de las cianotoxinas en mamíferos incluyendo el hombre, peces, invertebrados y otra fauna acuática, o bien, indirectos como la disminución de la población de plantas sumergidas cuando la biomasa del plancton se vuelve muy alta.

Para prevenir las floraciones cianobacterianas se debe disminuir la entrada de nutrientes de los efluentes, especialmente de fósforo, el cual es la causa principal de la masiva presencia de cianobacterias. Esto incluye la rehabilitación de fuentes puntuales y no puntuales de nutrientes (descargas de efluentes, deriva de sustancias químicas provenientes de la agricultura y erosión de áreas urbanas y forestales).

Existe una gran variedad de métodos que pueden disminuir la disponibilidad de fósforo en los lagos, sin embargo, para la reducción de la entrada de los nutrientes y su acumulación se requieren largos tiempos y costosos métodos de restauración del paisaje y del cuerpo de agua (Cooke *et al.*, 2005).

El empleo de sustancias químicas permite en corto tiempo actuar con alto impacto sobre las cianobacterias. Sin embargo, el empleo de la mayoría de los alguicidas usados, tales como sales de cobre no son aceptados debido a su efecto tóxico no selectivo sobre organismos acuáticos no blanco y negativas consecuencias relacionadas con la salud humana (Kenefick *et al.*, 1993; Lam *et al.*, 1995).

Así, resulta necesario utilizar nuevos alguicidas específicos para cianobacterias (cianocidas) con bajo impacto negativo sobre el ambiente acuático, así como desarrollar métodos fisicoquímicos para modificar los parámetros considerados indicadores de un sistema hipereutrófico en agua proveniente de una laguna.

Objetivo

El objetivo de este trabajo fue evaluar a escala de laboratorio la eficiencia de distintos agentes químicos que permitan controlar o mitigar los procesos eutroficantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron dos sustancias precipitantes: policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico hexahidratado (CFH) y un agente oxidante: agua oxigenada (H₂O₂).

El estudio se realizó a escala de laboratorio sobre muestras de agua de la laguna “Los Patos”, ubicada en Ensenada, Provincia de Buenos Aires 34° 50′ 44″S, 57° 57′ 26″O, la cual está próxima a un relleno sanitario provincial (CEAMSE).

Las muestras de agua fueron obtenidas mediante botella de van Dorn durante el período estival en la costa de la laguna.

Es un cuerpo de agua dulce de características hipereutróficas e intensos florecimientos cianobacterianos, tiene 2.5 hectáreas de superficie y escasa profundidad (alrededor de un metro según las condiciones hídricas de la estación).

Los ensayos fueron realizados a escala de laboratorio en Erlenmeyers conteniendo cada uno 1L de agua de la laguna, los cuales fueron conservados a temperatura ambiente a 24°C ± 0.5 °C.

Se tomó muestra a tiempo 0, previamente al agregado de las sustancias químicas para la caracterización de la laguna.

Seguidamente, se adicionaron cantidades crecientes de dos sustancias precipitantes y de un agente oxidante. Se utilizó

a) PCA: policloruro de aluminio, es un producto comercial líquido, $[Al_n(OH)_mCl_{(3n-m)} \cdot H_2O]$ donde m se encuentra entre 0 y 3n.

El policloruro de aluminio actúa en base a fenómenos de neutralización de cargas produciendo especies catiónicas en solución acuosa, capaces de reaccionar principalmente con los fosfatos, formando flóculos, los cuales incluyen a las células algales en suspensión, contribuyendo a retirar las cianobacterias formadas por las floraciones (Huisman y col., 2005).

En el presente trabajo se adicionaron cantidades crecientes (solución stock: producto puro de PCA): 50 µl/L, 100 µl/L, 120 µl/L y 150 µl/L.

b) CFH: Cloruro férrico hexahidratado ($FeCl_3 \cdot 6 H_2O$).

El cloruro férrico actúa mediante fenómenos de precipitación y adsorción, aprovechando la considerable insolubilidad de las sales férricas en un amplio rango de pH (4.00-11.00) (Chow y col., 1998). Las concentraciones utilizadas (stock 0.1 M) fueron: 2.5×10^{-4} M, 5×10^{-4} M, 7.5×10^{-4} M y 1×10^{-3} M.

c) H_2O_2 : Agua oxigenada. Es un compuesto químico con características de un líquido altamente polar, es conocido por ser un poderoso oxidante. Es agua con una molécula extra de oxígeno que causa su inestabilidad cuando se agrega al agua, creando cierto nivel de ozono, el cual tiene la oportunidad de reaccionar a cualquier componente presente mediante el proceso de oxidación. Fue agregada en 0.0015%, 0.0030%, 0.0075%, 0.0150% y 0.0300%.

Luego del agregado de los agentes químicos, se agitó durante 30 segundos y se dejó reposar. A los diferentes tiempos de tratamiento, se tomaron 50 ml de muestra con pipeta a media altura del Erlenmeyer y se analizaron inmediatamente. Las tomas de

muestra se realizaron a los 30 minutos, 1, 6 y 24 horas para los tratamientos con PCA y con CFH y a las 2, 4, 8, 24, 30 y 48 horas para el tratamiento con H₂O₂.

Métodos

Durante la experiencia se realizaron las siguientes determinaciones: pH, turbidez, fósforo soluble (Ps), fósforo total (Pt) y clorofila-a mediante Métodos Estandarizados de análisis.

El pH fue medido con Sonda Sper Scientific Water Quality Meter 850081 según método APHA 4500-H.

La Turbidez es un método que se basa en la absorción de radiación de longitud de onda de 740 nm, y es considerada una buena medida de la calidad del agua y se determinó según método APHA 2130 A-B.

La determinación de Fósforo involucra la determinación de dos formas químicas: fósforo soluble, inorgánico, fosfatos, y fósforo combinado a moléculas orgánicas, denominando fósforo total a la suma de ambos. La determinación requiere de un acondicionamiento previo de la muestra, según el método APHA 4500-P D. Se midió Fósforo total y Fósforo soluble.

La Clorofila-a se midió con el método de Marker y col. (1980) el cual cuantifica solamente la presencia de clorofila-a, utilizándose como indicador de la biomasa de cianobacterias. Los pigmentos fueron extraídos en metanol 100% y determinados espectrofotométricamente a dos longitudes de onda (665 y 750 nm) antes y después de acidificar con ácido clorhídrico (HCl) 1N.

- Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) o TSI (Trophic State Index):

A los efectos de evaluar el estado de eutrofización de un cuerpo de agua se han propuesto varios parámetros integradores, entre los cuales se halla el índice de Carlson o TSI. Puede variar entre 0 (oligotrófico) y 100 (hipereutrófico). Se obtiene a partir de parámetros químicos como la concentración de clorofila y fósforo total en superficie.

Las fórmulas que figuran a continuación resultan de una modificación realizada por Aizaki y col. (1981) a la propuesta por Carlson (1977).

Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) o TSI (Trophic State Index)

$$\text{TSI (Fósforo total)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{6.68 + 1.15 \ln \text{Pt}^*}{\ln 2.5} \right)$$

$$\text{TSI (Clorofila)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{\ln C^{**}}{\ln 2.5} \right)$$

* Pt= Fósforo total (mg/l) ** C= clorofila (mg/m³)

De acuerdo a los valores que alcanza el TSI podemos diferenciar cuatro categorías: Oligotrófico (TSI < 30), Mesotrófico (30 < TSI ≤ 60), Eutrófico (60 < TSI < 90), Hipereutrófico (TSI > 90)

RESULTADOS

Caracterización del estado trófico inicial de la laguna

La laguna se caracteriza por tener elevadas concentraciones de fósforo total en niveles de 770 ± 75 ppb, el cual supera ampliamente el límite sugerido de los 50 ppb. La concentración de clorofila fue de 668.92 ± 50 mg/m³. El pH medido alcanzó valores de 8.40 ± 0.20 .

El cálculo del TSI basado en la concentración de fósforo total fue de 94.22 ± 1.22 , mientras que el cálculo del TSI basado en la clorofila-a fue de 95.60 ± 0.82 .

Efecto del agregado de los precipitantes sobre el agua proveniente de la laguna.

Variación del pH con el agregado de policloruro de aluminio, cloruro férrico y agua oxigenada.

En todos los casos, las muestras de agua en el inicio del experimento son fuertemente alcalinas con pH cercano a 9.00. Si bien el pH no es en apariencia una variable importante, la formación de flóculos requiere de la existencia de suficiente alcalinidad previa con la consecuente liberación de protones. En el caso del PCA se produce un descenso de 0.40 unidades de pH llegando a las 24 horas a un pH final de 7.60 para todos los volúmenes de policloruro adicionados.

El CFH, si bien contiene pequeñas cantidades de ácido fuerte (nítrico 0.1 M), produce en las dos primeras concentraciones utilizadas a las 24 horas pHs finales adecuados con un ecosistema acuático (>6.00) (Chow y col., 1998). La variación observada fue entre 1.00 y 3.30 unidades de pH mientras que la mayor dosis usada (1×10^{-3} M.) acidifica la solución a un nivel francamente ácido de 4.70. Esta acidificación coincide con trabajos previos informados en la literatura

El pH resulta de fundamental importancia en el balance del ión bicarbonato, el cual forma el principal buffer de los sistemas acuáticos; asimismo, una adecuada alcalinidad resulta esencial para el desarrollo de algunos organismos como los moluscos bivalvos. La biodisponibilidad de los metales pesados también es fuertemente dependiente de los equilibrios ácido-base desplazándolos, por ejemplo, de los sedimentos donde pueden hallarse como óxidos, carbonatos o sulfuros.

Con el empleo del H_2O_2 se observan modificaciones del pH logrando disminuir el valor siempre en niveles superiores a 8.00.

Variación de la turbidez con el agregado de policloruro de aluminio, cloruro férrico y agua oxigenada

La presencia de floraciones cianobacterianas produce un considerable incremento en la turbidez del agua debido al gran número de algas y residuos celulares presentes. Puede observarse el efecto de los precipitantes utilizados en los cambios de la turbidez debido a que resultaron muy eficientes en términos de clarificar las muestras tratadas.

El PCA produce un descenso constante de la turbidez proporcional al agregado del precipitante, siendo éste más notable a las 6 horas de comenzado el ensayo. Los flóculos formados son físicamente estables, sin tendencia a desplazarse del fondo del recipiente, situación que lo diferencia notablemente del CFH, el cual, en función de la concentración utilizada, produce flóculos livianos, esponjosos, con fuerte tendencia a desplazarse hacia la superficie del líquido, como puede observarse en la Fig. 1a. Esto puede resultar sumamente ventajoso para retirar por flotación los materiales que se

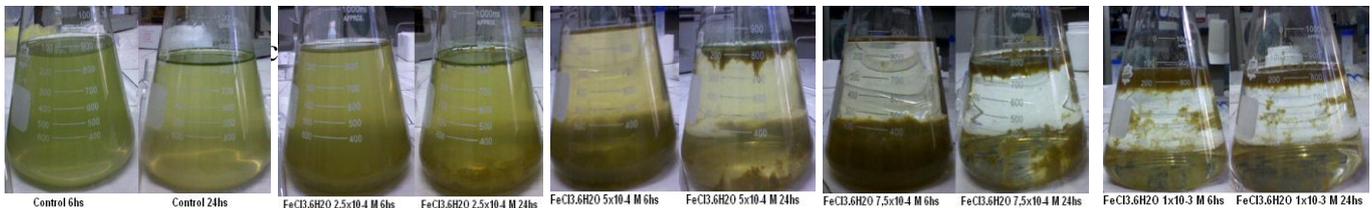


Figura 1a: Efecto de las distintas concentraciones de CFH en la turbidez a las 6 horas (izquierda) y 24 horas (derecha) de agregado el precipitante

Con el empleo del H_2O_2 se logra aclarar a las muestras tratadas aunque sin lograr la transparencia observada como en los dos casos anteriores, alcanzando valores cercanos de 0.09 de DO a las 48 horas en todas las concentraciones usadas, lo que indica una disminución de 76% en la turbidez. En la Figura 1 b se muestra a modo de ejemplo el aspecto de las muestras tratadas con diferentes concentraciones de agua oxigenada luego de 48 horas de tratamiento.



Figura 1b. Tratamiento con diferentes concentraciones de agua oxigenada: 0%, 0.0015%, 0.0030%, 0.0075%, 0.0150% y 0.0300% de H_2O_2 luego de 48 horas de exposición.

Variación del coeficiente del estado trófico basado en la clorofila-a con el agregado de policloruro de aluminio, cloruro férrico y agua oxigenada.

La clorofila-a y el fósforo total son parámetros esenciales al momento de discutir si un sistema acuático modifica su estado trófico.

La aplicación del coeficiente del estado trófico basado en los parámetros TSI-Clorofila muestra un estado inicial claramente hipereutrofizado con un valor cercano a 90 en todos los casos.

En la Fig. 2 se muestran la variación de los valores calculados de TSI-clorofila en función del tiempo debido al efecto de los diferentes agentes químicos estudiados.

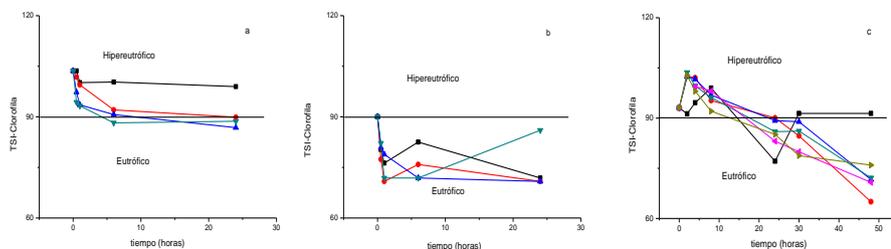


Figura 2. Variación de TSI-Clorofila en función del tiempo con el agregado de los distintos agentes químicos: **a) PCA:** ■ 50 $\mu\text{L/L}$, ● 100 $\mu\text{L/L}$, ▲ 120 $\mu\text{L/L}$ y ▼ 150 $\mu\text{L/L}$, **b) CFH:** ■ 2.5×10^{-4} M, ● 5.0×10^{-4} M, ▲ 7.5×10^{-4} M y ▼ 1.0×10^{-3} M, **c) H_2O_2 :** ■ 0, ● 0.0015%, ▲ 0.0030%, ▼ 0.0075%, ◀ 0.015%, ▶ 0.0300%.

El uso de estos precipitantes en condiciones de laboratorio permite llevar al agua de la laguna desde un estado hipereutrófico a un estado eutrófico en el término de 24 horas, observándose éste cambio desde las 6 horas de comenzado el ensayo y manteniéndose en estas condiciones hasta la finalización del mismo (Fig.2 a y b); estudios posteriores evaluarán éstas características a tiempos mayores.

Se observó un marcado efecto del H_2O_2 en la degradación de clorofila, alcanzando a partir de las 24 horas un estado trófico menor sin modificar el valor de pH compatible con la vida acuática (Fig. 2c).

Variación del coeficiente del estado trófico para el fósforo total con el agregado de policloruro de aluminio, cloruro férrico y agua oxigenada.

Los valores del TSI para el fósforo total muestran que, en el término de las 24 horas del experimento, los agentes químicos usados fueron capaces de llevar el sistema desde un estado claramente hipereutrófico ($TSI > 90$) a un estado eutrófico ($60 < TSI < 90$). El comportamiento con el uso del PCA presenta una disminución constante, mientras que con el CFH se muestra una súbita elevación a las 24 horas. Esto puede deberse a una liberación del fosfato a partir del flóculo debido a la acidificación antes descripta o bien a una interferencia en la toma de muestra por los flóculos en la superficie. En ambos casos en 24 horas de exposición se logra pasar de un sistema hipereutrofizado a uno eutrofizado. (Fig.3 a y b).

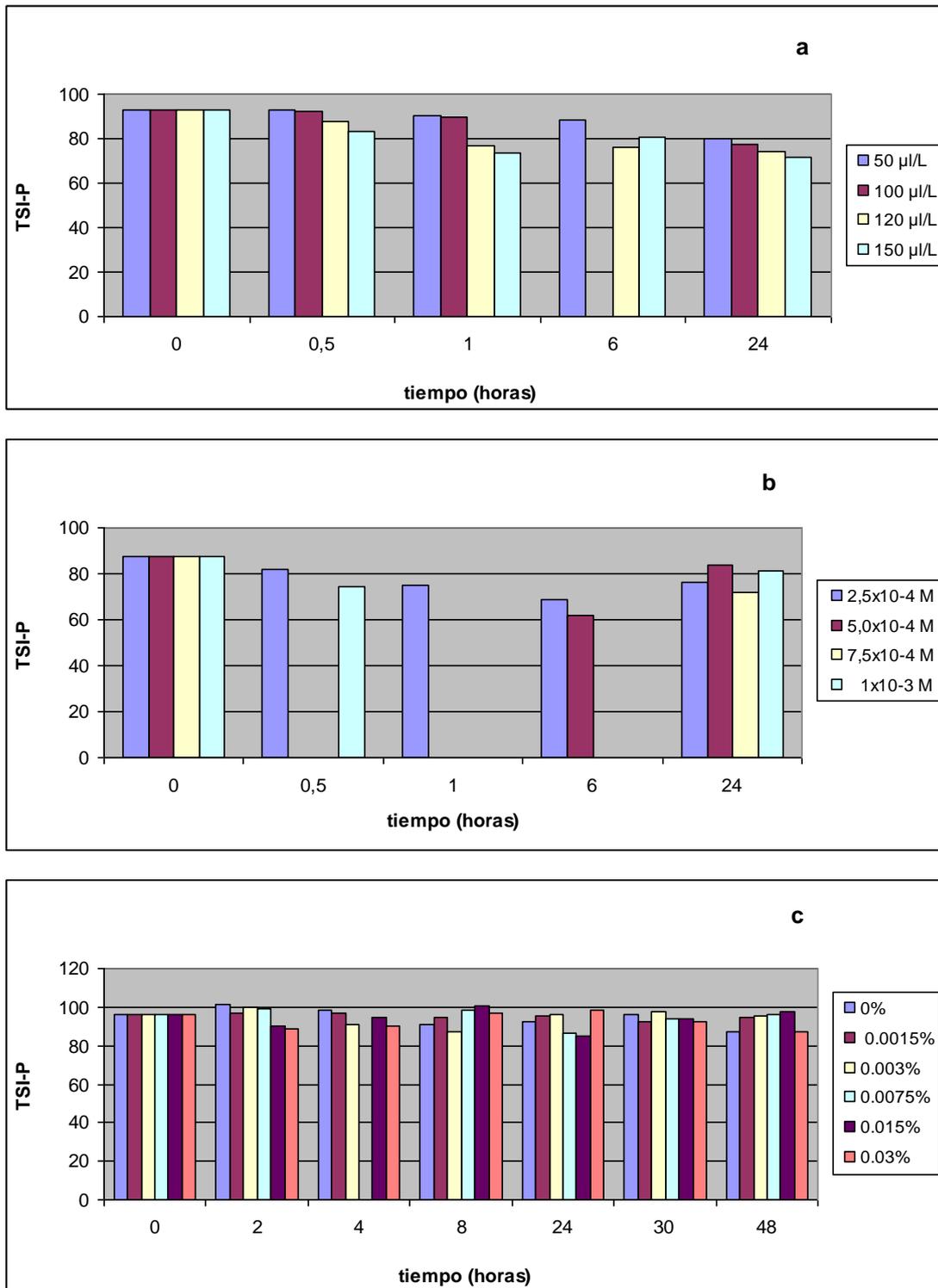


Figura 3: Variación de TSI-Fósforo en función del tiempo con el agregado de los distintos agentes químicos: **a) PCA** 50 µl/L, 100 µl/L, 120 µl/L y 150 µl/L, **b) CFH** 2.5x10⁻⁴ M, 5.0x10⁻⁴ M, 7.5x10⁻⁴ M y 1.0x10⁻³ M, **c) H₂O₂:** 0, 0.0015%, 0.0030%, 0.0075%, 0.015%, 0.030%

Si el efecto de los precipitantes se evalúa mediante el TSI basado en clorofila, los resultados son comparables con los obtenidos para el fósforo.

Variación del fósforo soluble con el agregado de policloruro de aluminio, cloruro férrico y agua oxigenada.

El fósforo soluble como fosfato permanece disponible para el crecimiento de las cianobacterias por lo cual su concentración fue determinada independientemente del fósforo total. Con los precipitantes usados, el fosfato disminuye rápidamente, sin embargo, mientras que para el PCA los niveles disminuyen hasta valores no cuantificables (<10 ppb) y permanecen de esta forma hasta el final del experimento, para el CFH la caída es constante hasta las 6 horas, luego de lo cual se observa un aumento importante en el fosfato soluble. Este comportamiento aparentemente anómalo podría deberse a la dificultad, mencionada anteriormente en el ensayo de fósforo total. En ambos controles se observa un leve aumento en la concentración de fosfato, el cual podría deberse a la lisis de células algales por la falta de iluminación adecuada o a efectos de la redisolución.

Con el empleo de H₂O₂ sucede algo similar a lo descrito para el uso de los dos precipitantes, obteniendo mayores reducciones del fósforo soluble con las menores concentraciones usadas.

CONCLUSIONES

Ambos precipitantes son muy eficientes en términos de clarificar las muestras tratadas, el PCA produce un descenso constante de la turbidez proporcional al agregado del precipitante, siendo éste más notable a las 6 horas de comenzado el ensayo. El CFH, en función de la concentración utilizada produce flóculos, mientras que con el empleo del H₂O₂ se logra aclarar a las muestras tratadas aunque sin lograr la transparencia observada como en los dos casos anteriores.

Los valores del TSI para el fósforo total y los del TSI basados en clorofila muestran que en el término de las 24 horas del experimento, todos los agentes químicos fueron

capaces de llevar el sistema desde un estado claramente hipereutrófico (TSI>90) a un estado eutrófico ($60 < \text{TSI} < 90$).

El fósforo soluble disminuye rápidamente con el uso de los tres agentes químicos ensayados. Con el uso de PCA los niveles disminuyen hasta valores no cuantificables permaneciendo de ésta forma hasta el final del experimento, con el CFH no se observan diferencias significativas a las 24 horas respecto al valor inicial.

Pretendiendo provocar el menor impacto ecológico sobre los sistemas tratados, el uso de los agentes químicos ensayados podría ayudar a controlar los sistemas lacustres eutrofizados, siendo una alternativa química con interesantes perspectivas.

Debe considerarse que se trata de un ensayo limitado a escala de laboratorio; la aplicación a escala real en sistemas acuáticos está en proceso y dependerá de estudios de toxicidad y de estabilidad química del material precipitado.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizaki MO, Otsuki M, Fukushima M, Hosomi & Muraoka. 1981. Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verh. Internat. Verein Limnol.*; 21:675-681
- APHA. 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater* . 20th ed.. ANWA & WPCF. Washington
- Chow C. *et al.* 1998. The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells. *Wat. Research*, 32: 808-814
- Chorus I & Bartram J. (Eds.) 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. WHO & E & FN Spon. London

- Cooke GD, Welch EB, Peterson SA & Nichols SA. 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 3rd edition. Editor-Cooke GD, Taylor and Francis, Boca Raton, Florida;:591 p..
- Huisman J *et al.* 2005. Population Dynamics of Harmful Cyanobacteria-Factors affecting species composition, Harmful cyanobacteria aquatic ecology series, Springer, 3 (7)
- Kenefick SL, Hruddy SE, Peterson HG & Prepas EE. 1993. Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. *Wat. Sci. Tech.*; 27:433-440.
- Lam AKY, Prepas EE, Spink D & Hruddy SE. 1995. Chemical Control of Hepatotoxic Phytoplankton Blooms-Implications for Human Health. *Water Research*. 29:1845-1854
- Marker AFH, Nutsch EA, Rai H & Riemann R 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Arch. für. Hydrobiol.*, 14: 91-106