

Efecto de agua tratada sobre la biomasa del perifiton de dos sitios del área lacustre de Xochimilco utilizando un microcosmos artificial

Martín López Hernández,¹ Ma. Guadalupe Ramos Espinosa, Ma. Guadalupe Figueroa Torres, Antonio Flores Macías y Owen T. Lind

***Resumen.** El lago de Xochimilco recibe agua tratada desde 1971, a partir de entonces se han reportado diferentes problemas ambientales que reflejan el deterioro en la calidad del agua. En este estudio se evaluó el efecto del agua tratada sobre la estructura funcional de la comunidad del perifiton con base en las variaciones de clorofila *a* y la biomasa total (cenizas). Se construyó un sistema microcosmos artificial con 20 canales o canaletas de PVC, 90 x 10 x 8 cm, distribuidos en dos lotes experimentales y dos controles con cinco repeticiones cada uno. Se colectó agua de los lagos Tlilac y Huetzalin, la cual se depositó en las canaletas correspondientes; se usaron portaobjetos de vidrio como sustratos artificiales donde se establecieron comunidades naturales de perifiton. Cuatro semanas después el agua de los lotes experimentales fue sustituida cuidadosamente por agua tratada, para no remover el perifiton. En los lagos estudiados y la fuente de agua tratada se identificaron las especies fitoplanctónicas y se les efectuaron análisis de oxígeno disuelto y nutrientes inorgánicos. Durante las primeras cuatro semanas los dos sitios presentaron producción de clorofila *a* y biomasa total. Al agregar agua tratada a los lotes experimentales, hubo incremento en ambos parámetros, indicando que el agua tratada viene enri-*

¹ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Laboratorio de Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, e-mail: martinl@cmarl.unam.mx

quecida con nutrimentos inorgánicos promotores de crecimiento de perifiton y de especies representativas de agua con alto contenido de materia orgánica como cianobacterias, clorofitas y diatomeas, lo cual explica la eutrofización de los canales naturales.

Palabras clave: *microcosmos, eutrofización, nutrimentos.*

Abstract. *Lake Xochimilco receives treated water since 1971, since then has reported different environmental problems appeared showing decrement in water quality.*

This study evaluated the effect of treated water on the functional structure of the periphyton community based on changes in chlorophyll a and total biomass (ashes). Was built one artificial microcosms system with 20 PVC channels, 90 x 10 x 8 cm, distributed in two experimental and control plots with five replicates each. Water from lakes Tlilac and Huetzalin was sampled which was added in the corresponding channels; microscope slides were used as artificial substrates for the colonization of natural periphyton communities. Four weeks later water from experimental lots was substituted by treated water carefully so as not remove periphyton. In the studied lakes and source of treated water phytoplankton species were identified and were carried out analysis of dissolved oxygen and inorganic nutrients. Through first four weeks both sites showed different algal growth and total biomass. When treated water was added to experimental lots, increment in both parameters was observed, showing that treated water comes enriched with inorganic nutrients, promoters of periphyton growth and species representatives of water with high contents of organic matter, such as cyanobacteria, chlorophytes and diatoms, which explains the eutrophication in the natural channels.

Key words: *Microcosms, eutrophication, nutrients.*

Résumé. *Le lac de Xochimilco reçoit de l'eau traitée depuis 1971. Depuis cette date, différents problèmes d'environnement ont été reportés, qui reflètent le*

détriment de la qualité de l'eau. Cette étude évalue l'effet de l'eau traitée sur la structure fonctionnelle de la communauté du périphyton, à partir des variétés de chlorophylle a et la biomasse totale (cendres). Il a été construit un système de microcosme artificiel avec 20 chenaux ou petits canaux de PVC, 90X10X8 cm, distribués en deux lots expérimentaux et deux contrôles avec cinq répétitions chacun. Il a été collecté de l'eau des lacs Tlilac et Huetzalin, qui a été déposée dans les petits canaux correspondants; des porte-objets en verre ont été utilisés en guise de substrats artificiels, dans lesquels se sont établies des communautés naturelles de périphyton. Quatre semaines après, l'eau des lots expérimentaux a été substituée avec soin par de l'eau traitée, pour ne pas bouger le périphyton. Dans les lacs étudiés et la source d'eau traitée, ont été identifiées les espèces phytoplanctoniques, auxquelles il a été réalisé une analyse de l'oxygène dissous et des nutriments inorganiques. Pendant les quatre premières semaines, les deux sites ont présenté une production de chlorophylle a et de biomasse totale. Quand il a été ajouté de l'eau traitée aux lots expérimentaux, les deux paramètres ont augmenté, ce qui indique que l'eau traitée est enrichie de nutriments inorganiques, promoteurs de croissance du périphyton et des espèces représentatives d'eau avec un haut contenu en matière organique, comme cyanobactéries, chlorophytes et diatomée. Ce fait explique l'eutrophisation des canaux naturels.

Mots-clés: *microcosme, eutrophisation, nutriments.*

INTRODUCCIÓN

Durante milenios los asentamientos humanos se han desarrollado en las cercanías de los sistemas acuáticos, provocando una alteración de los mismos a la par del desarrollo social y económico (Walsh, 2000; Revenga *et al.*, 2000; Revenga y Kura, 2003; Traut y Hostetler, 2004); se ha identificado a la destrucción del hábitat, contaminación, sobreexplotación y extracción de agua, así como la introducción de especies alóctonas como las principales causas del deterioro de esos ecosistemas (Malmquist y Rundle, 2002),

sin embargo, a pesar de los diversos estudios, el entendimiento y manejo sobre la ecología de sistemas urbanos, tratando de equilibrar las interacciones humanas y la vida silvestre, siguen siendo limitados (Walsh, 2000; Traut y Hostetler, 2004).

Como producto del desarrollo de la humanidad, los cuerpos de agua han ido sufriendo cambios ecológicos por la incorporación de sustancias de origen antrópico. Derivados de la actividad agrícola y debido al uso de fertilizantes, el exceso de nutrientes (nitratos y fosfatos principalmente) favorecen el crecimiento de algas planctónicas y filamentosas en los cuerpos de agua (Bellinger, 1979; Genter *et al.*, 1987; Chien-Jung *et al.*, 2009); este proceso natural o provocado se denomina eutroficación, mismo que promueve la disminución de la profundidad del cuerpo acuático, disminución del oxígeno disuelto y diversidad de especies, cambios en la comunidad biológica dominante y aumento de la biomasa y turbidez por presencia de materia orgánica, provocando además olor y sabor desagradable al agua, limitándola a ciertos usos. El proceso de eutrofización también involucra cambios en el flujo principal de energía dentro del ecosistema acuático (Kagalou *et al.*, 2003).

Para evaluar la calidad del agua es conveniente analizar variables físicas y químicas, así como componentes biológicos relacionados directamente con esas alteraciones, tal es el caso del perifiton, definido como la compleja comunidad de microbiota (bacterias, hongos, algas, protozoos y animales), detritos orgánicos e inorgánicos adheridos a un sustrato sumergido, natural o artificial, vivo o muerto (Wetzel, 1981) que se desarrolla, tanto en sistemas lénticos como lóuticos.

Para estudiar la respuesta del perifiton a una perturbación se pueden analizar sus aspectos estructurales o funcionales. Dentro de los estructurales, además de la composición taxonómica y diversidad específica, pueden evaluarse las distintas fracciones de su masa (autótrofa, heterótrofa e inorgánica) permitiendo inferir aspectos funcionales de la comunidad (Pizarro y Alemanni, 2005; Boisson y Perrodin, 2006).

Diferentes autores han reportado la sensibilidad del perifiton y microalgas en particular a cambios de temperatura, pH, sólidos totales y suspendidos, fósforo y nitrógeno, así como su alta capacidad de absorción y bioacumulación de contaminantes orgánicos no solubles en agua (Genter *et al.*, 1987; Genter y Lehman, 2000; Kinross *et al.*, 2000; Boisson y Perrodin, 2006; Chien-Jung *et al.*, 2009). Tales características hacen a esta microbiota valiosa para utilizarla en evaluaciones ecotoxicológicas.

En países en desarrollo son escasos los trabajos en los que se relaciona la microbiota con las variables ambientales para conocer el grado de contaminación de los sistemas acuáticos urbanos. Se han reportado algunos estudios relacionados con diatomeas y perifiton (Gómez, 1998; Gómez y Licursi, 2001).

Experimentalmente, para simular los sistemas de corrientes naturales se han desarrollado –en laboratorio– los denominados microcosmos por su tamaño y fácil manejo, éstos son una valiosa herramienta en estudios ecotoxicológicos debido a su precisión, replicabilidad, reproducibilidad, simplicidad y, lo más importante, sus resultados pueden ser aplicables por su adecuación a la realidad (Levin *et al.*, 1984; Horne y Bennison, 1987; Wevers *et al.*, 1988; Debus *et al.*, 1996; Boisson y Perrodin, 2006; Sourisseau *et al.*, 2008).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del agua tratada en la estructura de la comunidad del perifiton con base en clorofila *a* y biomasa total (peso seco libre de cenizas) de dos sitios de la zona lacustre de Xochimilco, empleando un sistema de microcosmos de canales artificiales.

ÁREA DE ESTUDIO

El área estudiada corresponde a la zona lacustre de Xochimilco, donde desde tiempos precolombinos se practica la agricultura en chinampas, construidas con sedimentos del fondo de los canales. Desde 1974 se reportaba que a los canales llegaban escurrimientos de la zona agropecua-

ria y aguas negras de la zona urbana aledaña (Báez y Belmont, 1974). Actualmente estos canales son recargados por la combinación de aguas de desecho de origen doméstico y agua tratada proveniente de dos plantas de tratamiento, así como por la precipitación en la temporada de lluvias, recibiendo por tanto diferentes tasas de carga de contaminantes orgánicos y de microorganismos (Solís *et al.*, 2006). La planta de tratamiento Cerro de la Estrella es de tipo secundario con potencial para remoción de detergentes, así como procesos de ozonización, reversión osmótica y desinfección (Mazari-Hiriart *et al.*, 2001); esta planta recibe aportes de origen pluvial, industrial, agropecuario y doméstico, produce 4,000 litros/seg, y suministra agua tratada al área Xochimilco-Tlahuac; a pesar de su tratamiento, presenta altas concentraciones de sólidos totales (488 mg/L), fósforo total (3.9 mg/L), así como grasas y aceites (3.9 mg/L) (Departamento del Distrito Federal, 1990).

MATERIAL Y MÉTODOS

Sitios de estudio. Se seleccionaron dos áreas de la zona lacustre de Xochimilco, lago Tlilac y lago Huetzalin representativos de la zona agrícola y zona de recuperación ecológica respectivamente (Figura 1).

Composición microalgal de los sitios elegidos. Para conocer la composición general, al inicio del estudio, en cada sitio elegido se hizo un arrastre superficial de cinco minutos con una red para fitoplancton de abertura de malla de 54 μm . El material se preservó con gotas de lugol acetato 1:100 para su determinación taxonómica en laboratorio.

Construcción del microcosmos. Con canaletas comerciales de plástico para escurrimiento de agua de azoteas, se diseñó y se construyó un sistema de 20 canales con flujo lento continuo (Figura 2).

Figura 1. Ubicación de las zonas de estudio comparadas y fuente de abastecimiento de agua tratada en los canales.

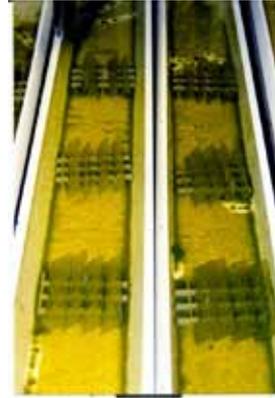


Las dimensiones de cada canal fueron de 90 cm de largo x 10 de ancho x 8 de profundidad. Se formaron cuatro grupos con cinco réplicas cada uno. Cada grupo contenía un recipiente inferior de plástico oscuro como abastecedor de agua y otro recipiente superior como receptor y distribuidor. En cada recipiente inferior se colocó una bomba de agua sumergible con capacidad de 144 L/h para surtir agua al recipiente superior, generando flujo continuo promedio de 1.5 cm/seg, regulado con llaves

de plástico. Para cada sitio: lago Tlilac y lago Huetzalin, se asignaron dos grupos de cinco canales denominados control y experimental.

El microcosmos de canales artificiales fue construido en el invernadero del Centro de Investigaciones Biológicas y Acuícolas de Cuernavaca de la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.

Figura 2. Diseño de los canales artificiales. Cinco controles y cinco experimentales para lagos Tlilac y Huetzalin; abajo, disposición de sustratos artificiales colonizados, muestras de biomasa total, las claras de los controles, las oscuras de los experimentales.



Sustratos artificiales. En cada canal se colocaron tres placas plásticas con cuatro ranuras cada una; en cada ranura se colocó un portaobjetos para microscopio de 2.5 x 7.5 cm como “sustratos artificiales”, éstos se colocaron en forma paralela al flujo y dejando espacio entre ellos. Lo anterior se hizo para lograr la colonización de perifiton en dichos sustratos (Figura 2).

Colecta de agua de los dos sitios de estudio. En noviembre de 2000 se coleccionaron 40 litros de agua superficial del lago Tlilac y 40 del lago Huetzalin. El agua de cada sitio se distribuyó en los dos recipientes ubicados en las áreas inferiores correspondientes. Los cuatro lotes se mantuvieron con esa agua cuatro semanas bajo las mismas condiciones ambientales del invernadero, sin control de luz, humedad ambiental ni temperatura (Figura 2).

Colecta del agua tratada. Después de cuatro semanas de colonización de perifiton (McIntire, 1968) se les retiró –sólo a los canales experimentales de cada sitio de prueba– el agua inicial y se les agregó 20 litros de agua tratada proveniente de un tubo de abastecimiento, en tanto que el volumen inicial de los canales control se mantuvo con agua destilada. Después del cambio del agua, el experimento se mantuvo otras cuatro semanas.

Obtención de datos químicos. Al momento de iniciar el experimento y en la cuarta semana (correspondiente al cambio del agua en los canales experimentales) se determinó, en los sitios de colecta, la concentración de oxígeno disuelto y tres nutrimentos: amonio ($N-NH_3$), nitrato ($N-NO_3$) y fósforo total (P total), todos expresados en mg/L (APHA-AWWA-WEF, 1992).

Obtención de muestras de perifiton en el microcosmos

Clorofila a

A la segunda semana de colonización de algas sobre los portaobjetos, se extrajo, de cada canal, uno de éstos al azar; el perifiton (material orgánico vivo y material inorgánico) adherido fue raspado con una espátula de plástico suave, cada raspado se depositó en un frasco de plástico con 60 ml de una mezcla de acetona, grado R.A. aforada al 90%, los frascos se mantuvieron a 4°C en oscuridad por 24 horas para la extracción de pigmentos; los extractos fueron leídos con un espectrofotómetro digital Spectronic 21D a 750 y 664 nanómetros (nm), siguiendo los procedimientos de APHA-AWWA-WPCF (1992). El mismo procedimiento se repitió cada dos semanas hasta finalizar el experimento, en todos los casos los datos se obtuvieron por quintuplicado.

Biomasa total

A la segunda semana de colonización de algas sobre los portaobjetos se registró la biomasa total. Esta se obtuvo siguiendo el método gravimétrico a partir de las diferencias de peso entre el material orgánico y el inorgánico. Al igual que en el caso anterior, después de cuatro semanas de colonización de algas sobre los portaobjetos, se extrajo, de cada canal, uno de éstos al azar; el material adherido se raspó con una espátula de plástico suave, el material obtenido fue transferido a un crisol de porcelana (previamente llevado a peso constante en balanza analítica) y se le adicionaron 10 ml de agua destilada; las muestras fueron secadas a 105 °C en una estufa de secado Barnstead Lab Line Modelo 100 durante ocho horas para eliminar toda el agua y llevarlo a peso constante, posteriormente se les expuso a combustión total en un horno mufla Thermolyne f 4700 a

500 °C por una hora, para dejar sólo las cenizas del material orgánico y llevarlo a peso constante. Por diferencia de pesos se obtuvo el peso seco libre de cenizas. El mismo procedimiento se repitió cada dos semanas hasta finalizar el experimento, en todos los casos los datos se obtuvieron por quintuplicado.

La determinación espectrofotométrica y gravimétrica (diferencias de peso) para clorofila *a* y biomasa total como cenizas, respectivamente, se efectuaron de acuerdo a las técnicas de Lind (1985) y APHA-AWWA-WPCF (1992). En ambos casos, la concentración final se expresó por unidad de superficie (cm²).

Índice autotrófico. Para caracterizar a la comunidad perifítica, evaluar los efectos de la contaminación orgánica en ambos lagos y realizar inferencias funcionales sobre la comunidad, se calculó el índice autotrófico (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

El índice autotrófico (cociente entre el peso seco libre de cenizas y la concentración de clorofila *a*) permite evaluar la proporción algal presente en la biomasa total del perifiton, ya que compara la proporción autotrófica con la masa heterotrófica representada por bacterias, hongos, protozoarios, pequeños animales y restos orgánicos en degradación depositados (Pizarro y Alemanni, 2005). Este índice se utiliza como indicador de contaminación orgánica, ya que valores superiores a 100 reflejan el aumento en la proporción de organismos heterótrofos y/o detritus orgánico (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Cálculos. Para evaluar la colonización y el efecto del agua tratada sobre la clorofila *a* y la biomasa total, así como para conocer la respuesta del sistema cuando no recibe agua tratada, se empleó la siguiente relación:

$$\text{Colonización} = ((t_2 - t_1)(100)) / t_1,$$

$$\text{Efecto1} = ((t_3 - t_2)(100)) / t_2$$

$$\text{Efecto2} = ((t_4 - t_3)(100)) / t_3$$

Donde:

t_1 = 2 semanas, colonización

t_2 = 4 semanas, colonización

t_3 = 6 semanas, agua tratada sobre canales experimentales

t_4 = 8 semanas, colonización

Los valores porcentuales negativos representan descenso en las comunidades, mientras que los positivos representan su incremento (Lind, com. per 1999).

Correlación de factores bióticos y abióticos. Se realizaron análisis de las relaciones entre cada variable del perifiton y las variables abióticas utilizando regresiones lineales momento-producto de Pearson.

RESULTADOS

Fitoplancton de los sitios de estudio y fisicoquímica básica. Se determinaron trece especies fitoplanctónicas (Cuadro 1), mismas que son indicadoras de contaminación orgánica, de ellas *Microcystis aeruginosa* Kütz está reportada como causante de irritación en la piel y *Anabaena circularis* (G. S. West) Wolosz et Miller como productora de reacciones alérgicas (Lighthart y Mohor, 1994; Godínez *et al.*, 2001). Quintanar *et al.* (1999) señalan que algunos parámetros químicos del agua son condicionantes para la producción de metabolitos de estas especies.

Cuadro 1. Especies fitoplanctónicas y variables físicoquímicas básicas encontradas en los sitios estudiados.

	Lago Tlilac	Lago Huetzalin	Agua tratada
		X	
<i>Anabaenopsis circularis</i> (G.S. West) Wolosz. et Miller <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	X		
<i>Microcystis pulvere</i> a (Wood) Forti= <i>M. inserta</i> Lemm.	X		
<i>Microcystis pseudofilamentosa</i> Crow	X		
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs			X
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Meneghini		X	
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) de Brébison	X	X	
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	X	X	
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richter	X		
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	X		X
<i>Navicula</i> sp.			X
<i>Peridinium</i> cf. <i>Cinctum</i> (Müll.) Ehrenberg	X		X
Fitoflagelado	X		
Inicio del experimento	Lago Tlilac	Lago Huetzalin	Agua Tratada
Siembra, colonización			
N-NH ₃ mg/L	0.39	0.52	0.32
N-NO ₃ mg/L	1.20	3.32	4.41

P tot mg/L	3.85	4.45	0.22
Oxígeno Dis. mg/L	14.4	12.8	4.61
Transparencia cm	25	20	45
Cambio de agua, efecto			
N-NH ₃ mg/L	0.91	0.54	0.82
N-NO ₃ mg/L	5.82	0.46	2.11
Ptot mg/L	4.21	3.62	5.32
Oxígeno Dis. mg/L	5.81	9.10	7.11
Transparencia cm	28	25	52

Al momento de iniciar el experimento, las concentraciones de nitratos (N-NO₃) y fósforo total (P total), en las zonas de estudio, rebasaban los límites permisibles (1.0 mg/L) (NOM, 1993) (NOM, 1996), haciéndose más evidente en el lago Huetzalín con 3.32 y 4.45 mg/L, respectivamente. Aunque para ese momento no se utilizaría agua tratada, puede apreciarse que se rebasa el límite permisible sólo para el caso de nitratos (Cuadro 1).

Cuatro semanas después, cuando se probó el efecto del agua tratada sobre los canales experimentales, se registró que ambos parámetros rebasaron el límite permisible con 2.11 y 5.32 mg/L, respectivamente. Durante las dos fases del experimento el nitrógeno en forma de amonio (N-NH₃) se mantuvo por debajo del límite permisible y el oxígeno disuelto dentro del rango necesario para la vida acuática (Cuadro 1).

Bellinger (1979) y Dodds *et al.* (1998) clasifican de eutróficos a los sistemas con valores superiores a 2 mg/L de los nutrientes inorgánicos analizados. De manera que el agua tratada también correspondía a agua eutrófica cuando se agregó a los canales experimentales.

Valores de clorofila a y biomasa total. Durante la segunda y cuarta semana, la clorofila *a* en los canales control del lago Tlilac presentó incrementos

promedio de 2.20 a 5.30 mg/cm². Posteriormente descendió a 3.40 y 1.80 mg/cm² en la sexta y octava semana, respectivamente. Los canales experimentales tuvieron incrementos de 2.60 mg/cm² en la segunda semana a 4.36 mg/cm² en la cuarta. Al agregarles agua tratada se incrementó nuevamente a 5.92 mg/cm² en la sexta semana y a 7.68 mg/cm² en la octava semana. En los canales control del lago Huetzalin, el incremento de la clorofila *a* fue de 2.60 a 6.44 mg/cm² de la segunda a la cuarta semana, y posteriormente los valores descendieron a 5.40 y 4.96 mg/cm² en la sexta y octava semana, respectivamente, manteniendo siempre valores más altos respecto al lago Tlilac.

En los controles, la biomasa total del lago Tlilac aumentó de 286 a 410 mg/cm² de la segunda a la cuarta semana, mientras que de la sexta a la octava semana descendió a 272 y 158 mg/cm², respectivamente. En los canales experimentales hubo siempre incrementos de 190 a 316 mg/cm² de la segunda a la cuarta semana, y al agregar el agua tratada los incrementos llegaron a 722 y 920 mg/cm² en la sexta y octava semana, respectivamente. En los controles del lago Huetzalin el incremento de la segunda a la cuarta semana fue de 478 a 738 mg/cm², con los consecuentes descensos en la sexta y octava semana, con 446 y 382 mg/cm². En los lotes experimentales el aumento fue de 286 a 426 mg/cm² de la segunda a la cuarta semana y al agregar agua tratada los incrementos fueron de 762 a 1030 mg/cm² en la sexta y octava semanas, respectivamente (Tabla 2).

Cuadro 2. Concentraciones promedio de clorofila *a* y biomasa total (peso seco por cenizas), ambas en mg/cm² (X 10⁻⁵) n=5 ± Desviación Estándar.

	Control	Control	Control	Control	Experimental	Experimental	Experimental	Experimental
Lago Tlilac	t ₁ 2 semanas	t ₂ 4 semanas	t ₃ 6 semanas	t ₄ 8 semanas	t ₁ 2 semanas	t ₂ 4 semanas	t ₃ 6 semanas	t ₄ 8 semanas

Clorofila <i>a</i>	2.20±1.10	5.30±166	3.40±1.82	1.80±0.44	2.60±0.54	4.36±1.10	5.92±1.24	7.68±1.41
Biomasa Total	286±139	410±135	272±45.5	158±54.5	190±85.7	316±197	722±1556	920±204
I. Autotrófico	130.0	77.4	80.0	87.8	73.1	72.5	122.0	119.8
Lago Huetzalin	t ₂ semanas	t ₄ semanas	t ₆ semanas	t ₈ semanas	t ₂ semanas	t ₄ semanas	t ₆ semanas	t ₈ semanas
Clorofila <i>a</i>	2.60±1.14	6.44±1.85	5.40±1.67	4.96±1.62	3.20±0.84	5.80±0.87	14.6±4.04	24.6±8.13
Biomasa Total	478±99	738±137	446±166	382±196	286±118	426±111	762±72	1030±49
I. Autotrófico	183.8	115.3	82.6	70.7	89.4	73.4	52.2	41.9

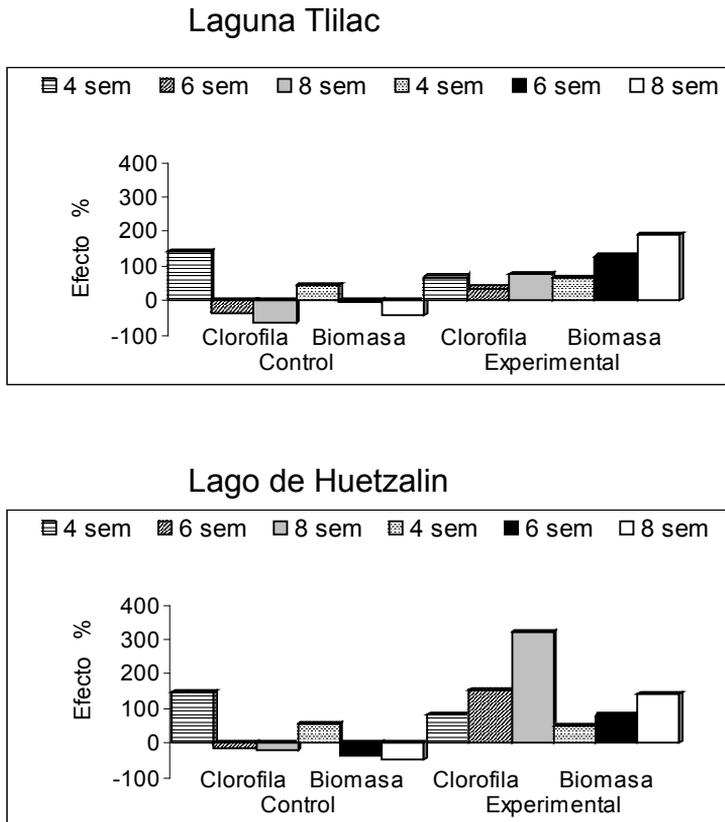
*En los diferentes tiempos de análisis sólo a los lotes experimentales se les agregó agua tratada después del análisis de la cuarta semana.

El índice autotrófico (IA) indica que en ambos lagos existe contaminación orgánica debido a que su valores fueron superiores a 100, dichos valores fueron decreciendo conforme avanzaba el tiempo. Al agregar agua tratada en los canales experimentales, sólo en las muestras del lago Tlilac se vuelve a registrar un IA > a 100 en las semanas 6 y 8 (Cuadro 2).

Valores porcentuales en los lotes control. En el lago Tlilac, luego del máximo crecimiento en la cuarta semana, las comunidades acuáticas autotróficas expresadas en clorofila *a*, disminuyeron 36% en la sexta semana, mientras que en la octava la disminución llegó a 66%. La biomasa total

también disminuyó 5 y 45% en el mismo período de tiempo. Las comunidades del lago Huetzalin decrecieron 16% en la sexta semana y 23% en la octava; en tanto que los decrementos en biomasa fueron 40 y 48% en los mismos periodos (Figura 3).

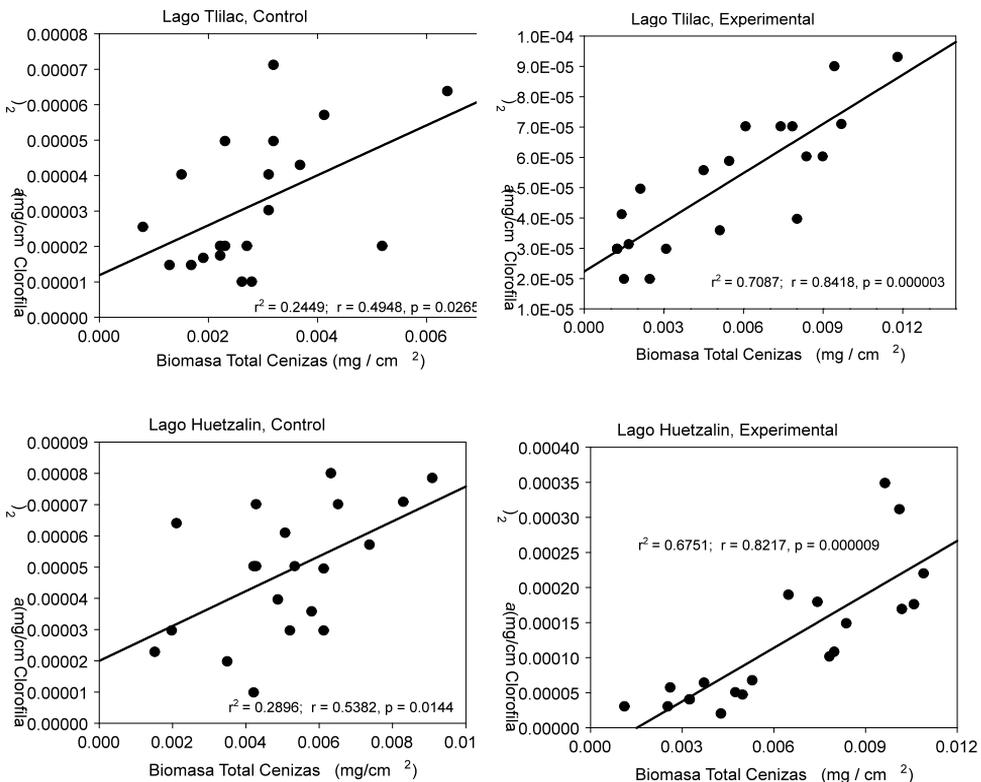
Figura 3. Porcentajes de incremento o decremento de las comunidades acuáticas expresada en clorofila *a* y biomasa total.



Valores porcentuales en los lotes experimentales. La clorofila *a* en el lago Tlilac incrementó de 36 al 76% en la sexta y octava semana, respectivamente; mientras que en biomasa total los incrementos llegaron a 120 y 191% en los mismos periodos. Para el lago Huetzalin los incrementos de clorofila *a* fueron mayores, 152 y 323%, la biomasa total tuvo valores de 79 y 141% en la sexta y octava semana, respectivamente (Figura 3).

Sólo en los lotes experimentales las correlaciones de biomasa total contra clorofila *a* fueron altas y significativas, $r^2 = 0.7087$ en el lago Tlilac y $r^2 = 0.6751$ en el lago Huetzalin (Figura 4).

Figura 4. Correlaciones de biomasa total contra clorofila *a* en los lotes control y experimentales.



DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los contenidos altos de nutrimentos, propios de ambos lagos, permitieron el establecimiento y subsistencia de comunidades perifíticas expresadas en clorofila *a* y biomasa total en los canales artificiales y se mantuvieron al menos cuatro semanas para luego disminuir. Sin embargo, al remplazar el agua original por agua tratada en los lotes experimentales se promovió nuevamente el incremento en esos parámetros en ambos lagos.

Durante noviembre (final de la temporada de lluvias) se registraron valores de nutrimentos más altos en el agua de las zonas estudiadas que en la emanada de la planta de tratamiento. Los valores más altos de fósforo total en el agua de los sitios de muestreo, respecto al agua que abastece a los canales, implica escurrimientos superficiales con cargas de material orgánico e inorgánico de zonas agropecuarias, lo que coincide con lo reportado por Ledgard *et al.* (1998) y Walsh (2000).

Las especies fitoplanctónicas, así como las concentraciones elevadas de nutrimentos orgánicos en el agua de los sitios estudiados, indican condiciones de eutrofización (Bellinger, 1979; Dodds *et al.*, 1998).

Los valores fisicoquímicos del agua tratada vertida en los canales artificiales corresponden a una planta de tratamiento secundario, ya que los valores de nitratos y fosfatos son muy altos, y estando en el sistema acuático contribuyen a acelerar el proceso de eutrofización de los canales (http://www.sagan-gea.org/hojared_AGUA/paginas/25agua.html).

Boisson y Perrodin (2006) y Chien-Jung *et al.* (2009) reportan que la entrada no controlada de nutrimentos en los cuerpos de agua puede alterar a las comunidades acuáticas, en particular al perifiton y en consecuencia a los consumidores secundarios con cambios, tanto en la calidad de alimento como en los siguientes niveles superiores de la cadena trófica.

El sistema de canales artificiales, probado y construido en un área de máximo 3 m², permitió evaluar, en condiciones experimentales, los cambios temporales de las comunidades algales y la acumulación

de materia orgánica; demostró así que ambos lagos tienen la misma respuesta de incremento en clorofila *a* y biomasa total, aunque no en la misma proporción. Asimismo los resultados experimentales demostraron que el agua tratada con la que se mantiene el nivel de agua en los canales es de mala calidad por el alto contenido de nutrientes inorgánicos y materia orgánica, favoreciendo el desarrollo de especies indicadoras de sistemas eutróficos como las cianobacterias, algunas clorofitas y diatomeas.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM y al Departamento de Producción Agrícola y Animal de la UAM-X por el financiamiento de la investigación. Al CIBAC por facilitar sus instalaciones para el desarrollo del proyecto. Al Biól. Alberto Islas Grajeda y al Ing. Quím. Edgar Gabriel Ramírez Sánchez por el trabajo de campo y laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA-AWWA-WEF, 1992, "Standard methods for the examination of water and wastewater", en Greenberg, E., S. Clesceri, y D. Eaton (eds), American Public Health Association, Washington.
- Báez, P. y R. Belmont, 1974, "Algunos aspectos del deterioro del agua en los canales del Lago de Xochimilco", en *Comité Nacional Mexicano para el decenio Hidrológico Internacional, Memorias 1970-1971*, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, México.
- Bellinger, E. G., 1979, "The Response of algal populations to changes in lake water quality", en James, A. y M. Evinson (comps.), *Biological Indicators of water Quality*, Chiap. 9, EUA.

- Boisson, C. y Y. Perrodin, 2006, "Effects of road runoff on biomass and metabolic activity of periphyton in experimental streams", en *Journal of Hazardous Materials A* 132:148-154.
- Chien-Jung, T. *et al.*, 2009, "Development of river biofilms on artificial substrates and their potential for biomonitoring water quality", en *Chemosphere* 76:1288-1295.
- Debus, R. *et al.*, 1996, "An artificial stream mesocosm to simulate fate and effects of chemicals: technical data and initial experience with the biocenosis", en *Chemosphere* 32(9):1813-1822.
- Departamento del Distrito Federal, 1990, *Planta de tratamiento de aguas residuales Cerro de la Estrella*, Departamento del Distrito Federal. Secretaría General de Obras, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, México.
- Dodds, K. *et al.*, 1998, "Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus", en *Water Research* 32(5):1455-1462.
- Genter, B. *et al.*, 1987, "Algal-periphyton population and community changes from zinc stress in stream mesocosm", en *Hydrobiologia* 153: 261-275.
- Genter, B. y M. Lehman, 2000, "Metal toxicity inferred from algal population density, heterotrophic substrate use and fatty acid profile in a small stream", en *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 869-878.
- Godínez, L. *et al.*, 2001, "Traditional knowledge of mexican continental algae", en *Journal of Ethnobiology* 21(1): 57-88.
- Gómez, N., 1998, "Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river", en *Water Research* 32: 2029-2034.
- Gómez, N. y M. Licursi, 2001, "The Pampean index for assessment of rivers and streams in Argentina", en *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- Horne, A. y L. Bennison, 1987, "A laboratory stream design for biological research", en *Water Research* 21(12):1577-1579.
- Kagalou, I. *et al.*, 2003, "Evaluation of the trophic state of lake Pamvotis Greece, a shallow urban lake", en *Hydrobiologia* 506-509: 745-752.

- Kinross *et al.*, 2000, "The influence of pH and aluminium on the growth of filamentous algae in artificial streams", en *Arch. Hydrobiol.* 149: 76-86.
- Ledgard, F. *et al.*, 1998, "Environmental impacts of different inputs on dairy farms and implications for the Resource Management Act of New Zealand", en *Environmental Pollution* 102: 515-519.
- Levin, A. *et al.*, 1984, "New perspectives in ecotoxicology", en *Environmental Management* 8: 375-442.
- Lighthart, B. y J. Mohor, 1994, *Atmospheric microbial aerosols theory and applications*, Chapman & Hall, Nueva York.
- Lind, T., 1985, *Handbook of common methods in Limnology*, Kendall/Hunt Publ. Co, Dubuque.
- Malmquist, B. y S. Rundle, 2002, "Threats to the running water ecosystems of the world", en *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- Mazari-Hiriart, M. *et al.*, 2001, "*Helicobacter pylori* and other enteric bacteria in freshwater environments in Mexico City", en *Archives of Medical Research* 32: 458-467.
- McIntire, D., 1968, "Structural characteristics of benthic algal communities in laboratory streams", en *Ecology* 49: 520-537.
- NOM-CCA-031-ECOL-1993, 1993, Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales en los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal, *Diario Oficial de la Federación*, México, DF, 18 de octubre de 1993.
- NOM-001-ECOL-1996, 1996, Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes Nacionales, *Diario Oficial de la Federación*, México, DF, 24 de Junio de 1996.
- Pizarro, H. y E. Alemanni, 2005, "Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján, Provincia de Buenos Aires", en *Ecología Austral* 15:73-88.

- Quintana, M. *et al.*, 1999, "Contenido de algunas vitaminas en cultivos de microalgas", en *Alim. Nutr.* 13(1): 9-13.
- Revenge, C. *et al.*, 2000, *Pilot analysis of global ecosystems: freshwater systems*, World Resources Institute, C. Washington.
- Revenge, C. y Y. Kura, 2003, *Status and trends of biodiversity of inland water systems*, Technical Series Núm. 11, Secretaría sobre el convenio sobre diversidad biológica, Montreal, Canadá.
- Solís, C. *et al.*, 2006, "Irrigation water quality in southern Mexico City based on bacterial and heavy metal analyses", en *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research* 249: 592-595.
- Sourisseau, S. *et al.*, 2008, "Calibration, validation and sensitivity analysis of an ecosystem model applied to artificial stream", en *Water Research* 42:1167-1181.
- Traut, H. y E. Hostetler, 2004, "Urban lakes and waterbirds: effects of shoreline development on avian distribution", en *Landscape and Urban Planning* 69: 69-85.
- Walsh, J., 2000, "Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration", en *Hydrobiologia* 431: 107-114.
- Wetzel, G., 1981, *Limnología*, Omega, Barcelona.
- Wevers, J. *et al.*, 1988, "Utility of laboratory streams for ecosystem toxicity studies", en *Environmental Management* 12(1) :19-29.
- http://www.sagan-gea.org/hojared_AGUA/paginas/25agua.html. consultado el 03/05/2005.

