

Dinámica del consumo y aporte de nutrientes de fitoplancton, dominado por *Microcystis* sp. (Cyanophyceae) del lago de Amatitlán

*Dynamics of the consumption and nutrient supply of phytoplankton,
dominated by Microcystis sp. (Cyanophyceae) of Lake Amatitlán*

Evelyn Rodas-Pernillo¹, Camila A. Vasquez-Moscoso², Ovidio F. García³

¹Postgrado de Investigación e Informática Aplicada, Doctorado en Ciencias de la Investigación,
Universidad Mariano Gálvez, Guatemala, Guatemala;

²Grupo Biorinoquia, Facultad de Ciencias Básicas e Ingenierías, Universidad de los Llanos, Colombia

³Escuela de Física, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

*Autor al que se dirige la correspondencia: erodas2218@medicina.usac.edu.gt

Recibido: 29 de enero 2019 / Revisión: 15 de mayo 2019 / Aceptado: 07 de agosto 2019

Resumen

El impacto antrópico cercano al lago de Amatitlán ha generado niveles altos de eutrofización que conllevan cambios en la dinámica del ecosistema. Uno de ellos es la proliferación de cianobacterias del género *Microcystis* que pueden llegar a ser perjudiciales para la fauna y flora de lugar e incluso para los seres humanos. Se presenta el caso de cultivo de un consorcio de fitoplancton, tomado directamente del lago y llevado al laboratorio en condiciones controladas, para medir su consumo y aporte de nitrógeno y fósforo, además de los cambios en los factores fisicoquímicos y la biomasa. Se observó la presencia de diatomeas del género *Nitzschia* y cianobacterias como *Dolichospermum*, con una marcada dominancia de *Microcystis* sp. Se analizó el porcentaje de cambio en la concentración de nutrientes. Los resultados indican que hubo un aumento en las concentraciones de amonio, nitrato y nitrógeno inorgánico disuelto, mientras que disminuyó el nitrógeno total, el fósforo total y los ortofosfatos. Esto indica que hay aporte de nitrógeno inorgánico, consumo de fósforo y nitrógeno orgánico. El fósforo parece ser el nutriente limitante, ya que, al consumirse en un 90 % la biomasa empieza a decrecer.

Palabras claves: Cianobacterias, consorcio, eutrofización, floraciones, fósforo total

Abstract

The anthropic impact near lake Amatitlán has generated high levels of eutrophication that lead to changes in ecosystem dynamics. One of them is the proliferation of cyanobacteria of the genus *Microcystis* that can be harmful to the fauna and flora of the place and even to humans. The case of cultivation of a phytoplankton consortium, taken directly from the lake and taken to the laboratory under controlled conditions, to measure its consumption and contribution of nitrogen and phosphorus, in addition to changes in physicochemical factors and biomass is presented. The presence of diatoms of the genus *Nitzschia* and cyanobacteria such as *Dolichospermum* was detected, with a marked dominance of *Microcystis* sp. The percentage change in nutrient concentration was analyzed. The results indicated that there was an increase in the amounts of dissolved inorganic ammonium, nitrate and nitrogen, while total nitrogen, total phosphorus and orthophosphates decreased. This indicates that there is contribution of inorganic nitrogen, consumption of phosphorus and organic nitrogen. Phosphorus seems to be the limiting nutrient, since, when consumed by 90 %, biomass begins to decrease.

Keywords: cyanobacteria, consortium, eutrophication, waterbloom, total phosphorus



Introducción

El lago de Amatitlán se encuentra en el departamento de Guatemala, a una altitud de 1,186 msnm y tiene una extensión de 15.2 km² (García, 2002). Su cuenca, es considerada una de las más contaminadas de Centroamérica (Calderon, 2010), ya que recibe el 50 % de las aguas residuales de la ciudad de Guatemala (US Army Corps of Engineers, 2000), así mismo, el 95 % de estas aguas de tipo doméstico e industrial, no tienen un tratamiento previo a ser vertidas (García, 2002). Adicionalmente, el incremento poblacional, la deforestación y la agricultura intensiva contribuyen al proceso de eutrofización del lago (Michels et al., 2014).

La falta de políticas públicas para la protección de la cuenca del lago, ha permitido el asentamiento doméstico e industrial de forma desordenada, y un tratamiento deficiente, o nulo, de las aguas residuales (García, 2002). Estas aguas se utilizan para servicios ecosistémicos importantes como pesca, navegación, riego, recreación y turismo. Las aguas residuales no tratadas pueden generar una acumulación de metales pesados como plomo, cobre, mercurio y cromo que resultan tóxicos para la fauna y flora del lago, y un aumento en los niveles de nutrientes, particularmente de nitrógeno y fósforo, que provocan eutrofización (Díaz, 2011). Estas condiciones son propicias para el crecimiento masivo de microalgas potencialmente tóxicas (Harke et al., 2016).

Particularmente, el lago de Amatitlán tiene una alta concentración de la cianobacteria *Microcystis*, gracias a la creciente eutrofización de sus aguas. Estas cianobacterias se acumulan en la superficie del lago generando afloramientos que impiden el paso de luz solar a las zonas más profundas, afectando la fauna y flora del sistema. Además, son productoras de microcistinas, un heptapéptido del grupo de las hepatotoxinas cíclicas (Niamien-Ebrottie, Bhattacharyya, Deep, & Nayak, 2015), consideradas altamente tóxicas para muchos organismos (Lucena, 2008). Así mismo, un aumento en la concentración de coliformes fecales y cianobacterias debido al aumento de la eutrofización por aguas residuales constituyen una problemática ambiental y un riesgo para la salud humana (Gonseth & Martínez, 2005). Los coliformes fecales y las cianobacterias en un sistema abierto no se pueden rastrear por completo (Giannuzzi et al., 2012), por ende, se exponen los resultados del lago de Amatitlán sin tener certeza si vienen de las aguas de los ríos o se desarrollan directamente en el lago.

Microcystis ha sido reportada como responsable de numerosos casos de intoxicación en el mundo (Falconer, 2005; Zolocar & Forastier, 2005). Debido a su dominancia en el lago de Amatitlán, se hace necesario estudiar las dinámicas de las proliferaciones de cianobacterias. Dadas estas consideraciones, el objetivo del presente reporte de caso fue determinar el consumo y aporte de nutrientes de un consorcio de microorganismos, dominado por *Microcystis*, en el lago de Amatitlán, con el fin de observar su dinámica y dar opciones para su remoción y control.

Presentación del caso

Se realizó la colecta de microalgas en un punto de muestreo dentro del lago de Amatitlán, ubicado en la playa pública cercana al río Michatoya (Norte 14°29'12.3", Oeste 90°36'42.14") durante el mes de febrero de 2018, la muestra fue transportada en una hielera a 4 °C hasta ser utilizada. Se realizó solo una prueba preliminar en un tanque de vidrio con 100 mL de muestra y se aforó con agua hasta 20 L. Se mantuvo en agitación por burbujeo constante, a temperatura controlada de 20 °C y ciclos de luz y sombra de 12 por 12 h, con una intensidad de 800 µE/m²s. Según observaciones de barrido de placa, en microscopio óptico de luz, *Microcystis* fue el género que se observó en mayor proporción en la muestra (Figura 1d). El fitoplancton de estas muestras no se cuantificó. Además, se observó la presencia de *Dolichospermum* sp. y *Nitzschia* sp. en menor proporción (Figura 1).

Se adicionó una solución de prueba, que consistía en agua enriquecida de nitrógeno y fósforo, en forma de NH₄NO₃ (7.5 g/100mL) y NaH₂PO₄ (0.5 g/100 ml), respectivamente. Se agregó una fracción, aproximadamente, del 10 % de agua proveniente de un tanque de crianza de caracoles para tener presencia de materia orgánica. Esta solución se dejó estabilizar por un día. Posteriormente se inocularon seis frascos de vidrio de 1 L, con 1 mL del cultivo, y un peso seco de biomasa de 0.1 g/L. El peso seco de biomasa fotosintética se midió por medio de fluorescencia de clorofila con un fluorómetro Trilogy (Turner Designs, USA) calibrado con una curva de peso seco de biomasa de un cultivo de *Microcystis*, determinada según la metodología de Eaton (2005). Con los datos obtenidos se calculó la tasa de crecimiento de biomasa en los experimentos como la pendiente de la recta de regresión de biomasa contra tiempo.

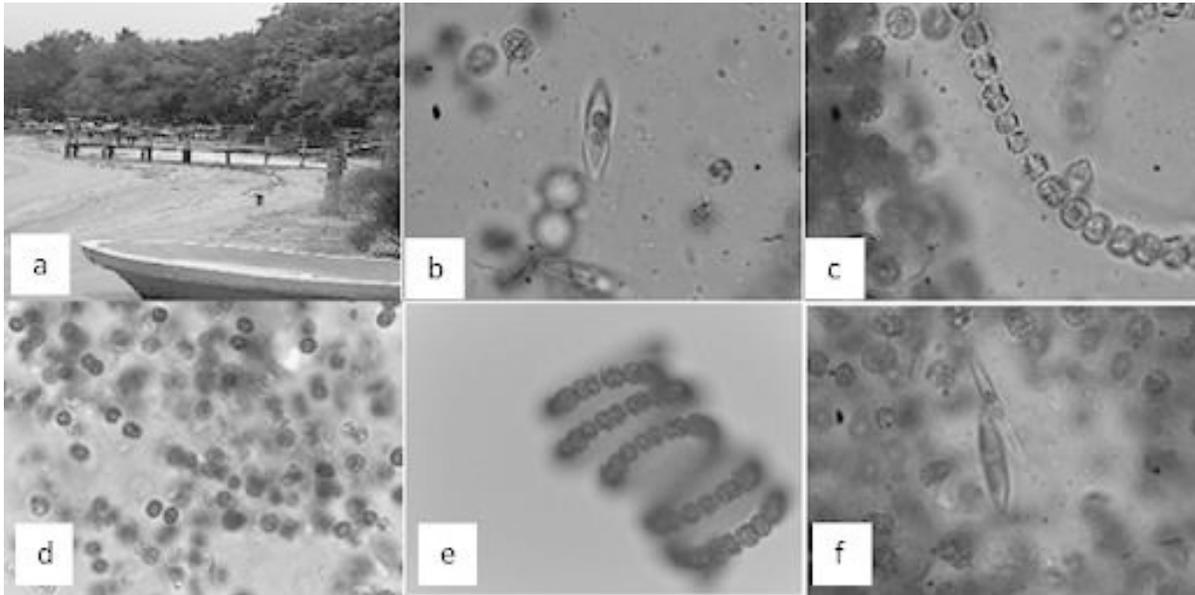


Figura 1. Fitoplancton observado del lago de Amatitlán. **a:** Sitio de muestreo BPO (fotografía: M. Cano, Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del Lago de Amatitlán, AMSA, Guatemala). **b, f:** *Nitzschia* sp. (100X). **c, e:** *Dolichospermum* spp. (100X). **d:** *Microcystis* sp. (100X). Fotografías: S. Molina, Universidad Mariano Gálvez de Guatemala.

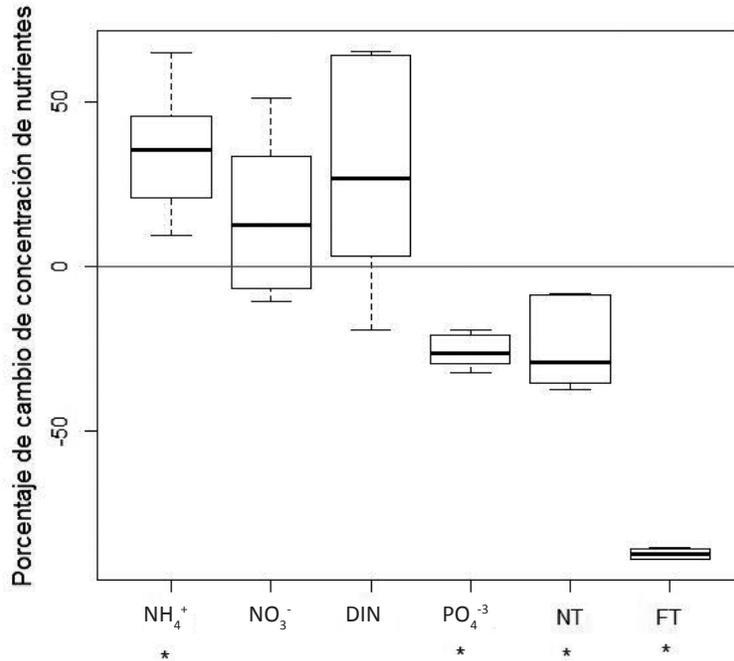


Figura 2. Porcentaje de cambio de concentración de nutrientes. Las cajas por encima del cero (línea roja) se refieren a aumento de la concentración y las que están por debajo a una disminución. Con un asterisco se identifican los cambios con diferencias significativas. DIN: nitrógeno inorgánico disuelto, calculado como la suma de amonio (NH₄⁺) y nitratos (NO₃⁻). PO₄⁻³: ortofosfatos. NT: nitrógeno total. FT: fósforo total.

El experimento se mantuvo durante 5 días, midiendo la conductividad, temperatura y pH con una sonda WTW 3600 (WTW, Alemania) y biomasa diariamente. Adicionalmente, se determinaron las concentraciones de amonio, nitratos y ortofosfato de las muestras recolectadas por medio de espectrofotometría UV-visible. La concentración de amonio (NH_4^+) fue determinada con el método de azul de indofenol con límite de detección de 3 $\mu\text{g/L}$ (Liddicoat, Tibbits, & Butler, 1975). La concentración combinada de nitratos y nitritos (NO_3^-) (NO_2^-), fue determinada por el método de reducción por hidracina con límite de detección de 2 $\mu\text{g/L}$ (Eaton, 2005). Para la determinación de ortofosfato (PO_4^{3-}) se utilizó el método de ácido ascórbico con límite de detección de 1 $\mu\text{g/L}$ (Murphy & Riley, 1962). El nitrógeno inorgánico disuelto fue calculado como la suma de las concentraciones de amonio y nitratos. Las concentraciones de nutrientes totales fueron analizadas por las mismas metodologías ya mencionadas con un paso previo de digestión a 121 °C en una solución de persulfato ácido según la metodología presentada en Eaton (2005). Todas las variables fueron medidas al inicio (día 0) y al final (día 4) del experimento.

Se calculó el porcentaje de cambio de concentración de cada nutriente por medio de la ecuación:

$$\text{Cambio} = 100 \times (C_{\text{final}} - C_{\text{inicial}}) / C_{\text{inicial}}$$

Donde *Cambio* es el cambio de concentración de nutriente expresado como porcentaje (%), C_{inicial} es la concentración inicial de nutriente ($\mu\text{g/L}$) y C_{final} es la concentración final ($\mu\text{g/L}$). En el caso de registrarse un cambio negativo se interpreta como remoción de nutriente del medio, por el contrario, si el cambio es positivo es una adición de nutriente al medio.

Se realizaron pruebas de Shapiro-Wilk para asegurar la normalidad de la distribución del cambio de concentración calculadas para cada nutriente. Por medio de una prueba t-Student se estableció si el porcentaje de cambio de concentración de nutrientes fue significativamente diferente de cero. Para ambas pruebas se estableció un nivel de significancia de $p = 0.05$. Todos los análisis estadísticos fueron realizados por medio de la biblioteca base de R v3.5 (R Core Team, 2018).

Discusión

Tres de los nutrientes analizados aumentaron su concentración, NH_4^+ , NO_3^- y el nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) mientras que los otros tres disminuyeron,

es decir, PO_4^{3-} , el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (FT) (Figura 2). Lo anterior indica que hay consumo de fósforo y aporte de nitrógeno por parte del consorcio de fitoplancton analizado. No obstante, el nitrógeno total presentó una disminución de su concentración, así que, probablemente el consumo sea en forma de nitrógeno orgánico.

Finlay, Patoine, Donald, Bogard y Leavitt, (2010) demostraron que la urea estimula el crecimiento de cianobacterias no fijadoras de N_2 como *Microcystis*, el género dominante en el lago, debido a que estas formas reducidas de nitrógeno son más rápidamente adquiridas por dichas cianobacterias, incrementando la concentración intracelular de NH_4^+ . Igualmente, Solomon, Collier, Berg, y Glibert (2010) comprobaron que algunas especies de cianobacterias tienen preferencia por la urea sobre otras fuentes de nitrógeno inorgánico, lo que incrementa su actividad de ureasa, y altera otros procesos intracelulares. Una fuente de nitrógeno es fundamental para el metabolismo de las microalgas, específicamente en *Microcystis* es requerido para la elaboración de las proteínas constitutivas de las vesículas gaseosas que le confieren la capacidad moverse verticalmente en la columna de agua, permitiendo pasar de un hábito planctónico a bentónico (Krivstov, Bellinger & Sigeo, 2005), con el fin de aprovechar mejor la dispersión de los nutrientes y la luz solar. Esta adaptación de movimiento vertical es una de las ventajas que posee sobre los demás componentes del fitoplancton y que permite su dominancia.

Otros autores reportan una gran afinidad de algunas cianobacterias por el nitrógeno inorgánico disuelto, es decir, NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^- (Bhaya, Schwarz, & Grossman, 2002; Chaffin & Bridgeman, 2014) los cuales aumentaron su concentración durante el presente ensayo. En tanto que, el aprovechamiento de nitrógeno orgánico (NOD: urea y algunos aminoácidos) es menos eficiente (Bhaya et al., 2002), excepto en especies de *Microcystis* que prefieren la urea como fuente de nitrógeno (Li et al., 2016; Rückert & Giani, 2004), lo que es ecológicamente relevante para sistemas de agua dulce que reciben grandes descargas de contaminantes antropogénicos, como lo es el lago de Amatitlán. Esta habilidad les confiere una ventaja frente a especies de fitoplancton nativo y promueve el desarrollo de las floraciones, que pueden llegar a ser tóxicas (Huang, Bi, & Hu, 2014). Se ha reportado que el uso de fertilizantes en la agricultura, aumenta los niveles de urea en sistemas de agua dulce cercanos y perjudica la calidad del agua (Finlay et al., 2010). Esto puede estar sucediendo en el lago de Amatitlán, sin embargo, la concentración de

Tabla 1

Variables fisicoquímicas antes y después del tratamiento para la prueba preliminar

Día	Conductividad (mS/cm)	Temperatura (°C)	pH (unidades)	Turbidez (NTU)	Oxígeno disuelto (mg/L)
Día 0	0.941	18.9	8.54	235	6.82
Día 4	0.919	20.1	8.64	351	7.25
Cambio neto	-0.022	1.2	0.1	116	0.43
Cambio (%)	-2.39	5,97	1.15	49.36	5.93

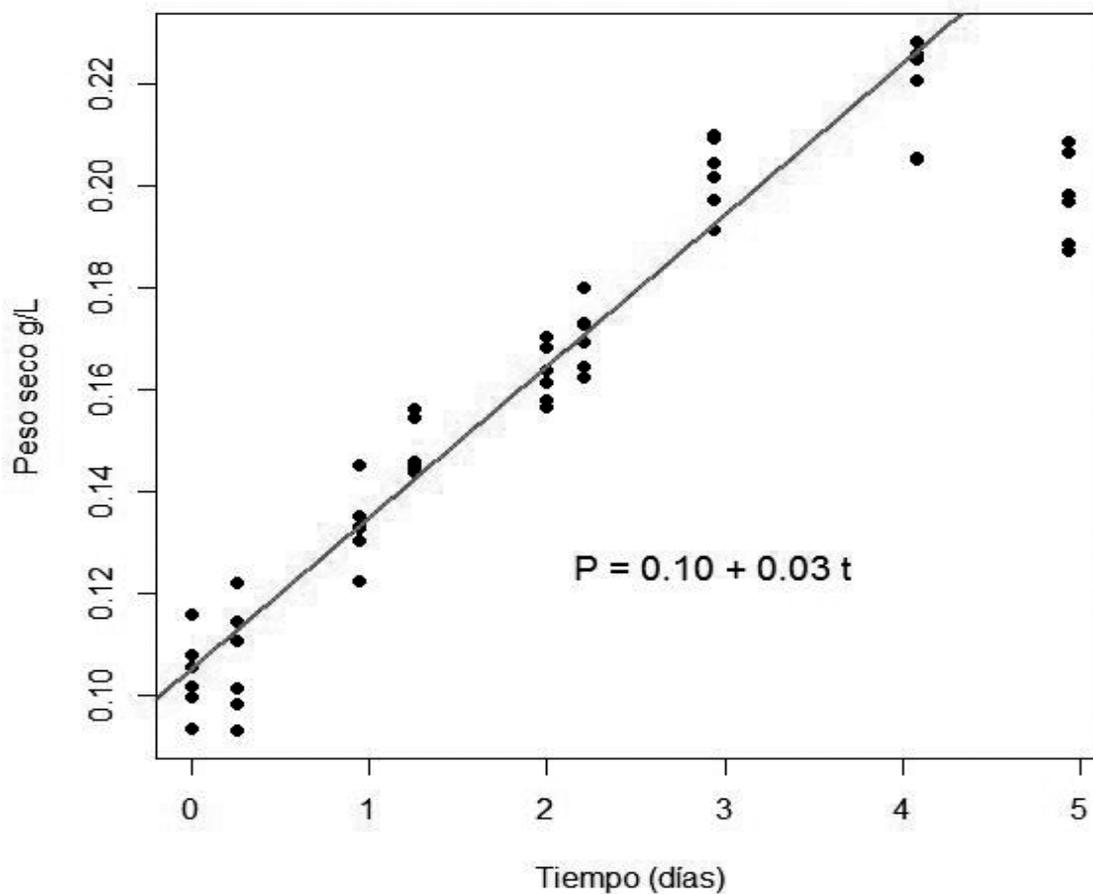


Figura 3. Peso seco de la biomasa de microalgas durante los 5 días de experimento y de los seis ensayos. Se muestra el ajuste lineal entre biomasa (P en g/L) y el tiempo (t en días) desde el día 0 hasta el día 4 ($R^2 = 0.95$, $p < 0.001$).

urea no fue medida en este ensayo, por lo que se recomienda evaluar este parámetro en futuros experimentos, al ser determinante en el desarrollo de las floraciones de cianobacterias.

Otra cianobacteria encontrada fue *Dolichospermum*, del orden Nostocales, las cuales tiene la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico y pueden regular su flotabilidad mediante aerótopos, así mismo, pueden considerarse como una especie tóxica (Wacklin, Hoffmann, & Komárek, 2009). O'Neil, Davis, Burford y Gobler (2012) reportan que al aumentar la presencia de estas algas, también incrementó el pH, debido a la incorporación de carbono inorgánico disuelto, en particular CO_2 y HCO_3^- , por la fotosíntesis, lo que coincide con el aumento de pH en el presente ensayo (Tabla 1). Por otra parte, se evidenció la presencia de diatomeas del género *Nitzschia*, las cuales son indicadoras de mala calidad de agua (Lobo et al., 2015). Probablemente en el consorcio se encuentren otros microorganismos, como bacterias heterótrofas, que no se han tenido en cuenta para el objetivo del presente estudio, debido a la marcada dominancia de cianobacterias. Se recomienda evaluar la presencia de dichas bacterias y coliformes en futuros estudios, para comprender mejor su dinámica de aporte o consumo en el consorcio.

Por otro lado, el fósforo es un nutriente primario en el desarrollo de biomasa de cianobacterias, ya que, es un elemento requerido en procesos celulares como la formación de nuevos ácidos nucleicos (fosfatos del azúcar) y el metabolismo (DeBruyn, Leigh-Bell, McKay, Bourbonniere, & Wilhelm, 2004). Paerl y colaboradores (2011) concluyeron que la disponibilidad de fósforo controla el desarrollo de biomasa algal, mientras que, el nitrógeno determina la duración y la magnitud de las floraciones. Otros estudios demostraron que el aumento de fósforo total causa un cambio en la comunidad de fitoplancton hacia la dominancia de las cianobacterias (Aubriot, 2008; Rejmánková, Komárek, Dix, Komárková, & Girón, 2011;). Al día 4 del experimento el 90 % del fósforo total había sido consumido (Figura 2), lo que causó una limitación de este nutriente y consecuentemente, al día 5, la biomasa empezó a decrecer (Figura 3). Para el caso de la cianobacteria dominante, *Microcystis*, la asimilación del fósforo es a partir de formas inorgánicas y de ortofosfatos como fuentes principales, lo que se evidencia en el presente experimento, al darse una disminución significativa en las concentraciones de las fuentes de fósforo (Figura 2).

Una de las especies más estudiadas en aguas altamente eutrofizadas es *Microcystis aeruginosa* debido a que predomina en las floraciones de cianobacterias.

Esta especie tiene una alta plasticidad fisiológica que le permiten adaptarse rápidamente a cambios en concentraciones de nutrientes, luminosidad, disponibilidad de agua e inclusive presencia de otras bacterias en su medio (Shen, Niu, Xie, Tao, & Yang, 2011). Esta plasticidad fisiológica está ligada, probablemente, con la plasticidad de su genoma, el cual contiene un número relativamente alto de genes atípicos en cianobacterias que podrían haber sido adquiridos por transferencia lateral (Frangeul et al., 2008). Sin embargo, en este caso no se ha determinado la especie de *Microcystis*, ni la concentración de cianotoxinas presentes en el lago. Se recomienda incluir estos ítems en futuros estudios.

Es importante a nivel ecológico entender como las cianobacterias utilizan las fuentes de nitrógeno y fósforo, para explicar mejor el desarrollo de floraciones algales y a su vez, los cambios en la biodiversidad de fitoplancton que llegan con la eutrofización de un sistema de agua dulce. Con el fin de poder plantear soluciones para la mitigación de dichas floraciones nocivas de cianobacterias.

Conclusiones

El alto nivel de eutrofia en el lago de Amatitlán está ocasionando proliferaciones de cianobacterias tóxicas, especialmente *Microcystis*, que cambian las dinámicas del ecosistema acuático, biológica y químicamente. El consorcio analizado en este experimento, aporta nitrógeno en las formas inorgánicas medidas (NH_4^+ , NO_3^- , DIN), lo que perjudica la calidad del agua. Por su parte, el fósforo es el nutriente limitante, ya que al ser consumido en un 90 %, la biomasa empieza a decrecer.

Referencias

- Aubriot, L. E. (2008). *Flexibilidad de la cinética de incorporación de fosfato por fitoplancton a las fluctuaciones en el suministro del nutriente* (Tesis de doctorado). Universidad de la República, Facultad de Ciencias PEDECIBA, Montevideo, Uruguay.
- Bhaya, D., Schwarz, R., & Grossman, A. R. (2002). Molecular responses environmental stress. En B. A. Whitton & M. Potts (Eds.), *The ecology of cyanobacteria-Their diversity in time and space* (pp. 397-442).

- Calderon, I. M. (2010). *Green movement against Green water: Using Green infrastructure strategies in the lake Amatitlán watershed to promote environmental education in Guatemala Honors* (Tesis de doctorado). Cornell University, Ithaca, New York.
- Chaffin, J. D., & Bridgeman, T. B. (2014). Organic and inorganic nitrogen utilization by nitrogen-stressed cyanobacteria during bloom conditions. *Journal of Applied Phycology*, 26(1), 299-309.
- Zolocar, Y. Z., & Forastier, M. E. (2005). Biodiversidad de Cyanophyceae (Cyanobacteria) y especies toxigénicas del litoral fluvial argentino. *Miscelánea*, 14, 213-228.
- DeBruyn, J. M., Leigh-Bell, J. A., McKay R. M. L., Bourbonniere R. A., & Wilhelm, S. W. (2004). Microbial distributions and the impact of phosphorus on bacterial activity in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 30(1), 166-183. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(04\)70338-X](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(04)70338-X)
- Díaz, J. M. (2011). *Evaluación de pre-factibilidad técnico-económica de las potencialidades energéticas de las microalgas que contaminan el lago Amatitlán para la obtención de biodiesel* (Fodecyt No. 049-2009). Guatemala: Universidad Galileo.
- Eaton, A. D. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC: American Public Health Association.
- Falconer, I. R. (2005). Is there a human health hazard from microcystins in the drinking water supply? *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 33(1), 64-71. <https://doi.org/10.1002/ahch.200300551>
- Finlay, K. A., Patoine, D. B., Donald, M. J., Bogard, & Leavitt, P. R. (2010). Experimental evidence that pollution with urea can degrade water quality in phosphorus rich lakes of the Northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1213-1230. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1213>
- Frangeul, L., Quillardet, P., Castets, A.-M., Humbert, J.-F., Matthijs, C. P. H., Cortez, D., ... Tandeau, N. (2008). Highly plastic genome of *Microcystis aeruginosa* PCC 7806, a ubiquitous toxic freshwater cyanobacterium. *BMC Genomics*, 9, 274-293. <https://doi.org/10.1186/1471-2164-9-274>.
- García, H. O. (2002). *Cuantificación de la calidad del agua del río Villalobos en época seca y lluviosa en un período de las 24 horas 2 veces al mes en un punto de previo a la entrada al lago de Amatitlán* (Tesis de doctorado). Universidad de San Carlos de Guatemala, Facultad de ingeniería, Guatemala
- Giannuzzi, L., Carvajal, G., Corradini, M. G., Araujo, C., Echenique, R., & Andrinolo, D. (2012). Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in Rio de la Plata Estuary, Argentina: Field study and data analysis. *Journal of Toxicology*. <https://doi.org/10.1155/2012/373618>
- Gonseth, J., & Martínez, G. (2005). Propuesta de actuaciones ante la presencia de altas concentraciones de cianobacterias en aguas de baño. *Revista de Salud Ambiental*, 5(1), 98-99.
- Harke, M. J., Steffen, M. M., Gobler, C. J., Otten, T. G., Wilhelm, S. W., Wood, S. A., & Paerl, H. W. (2016). A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*, 54, 4-20. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.007>
- Huang, W. M., Bi Y. H., & Hu. Z. Y. (2014). Effects of fertilizer urea on growth, photosynthetic activity and microcystins production of *Microcystis aeruginosa* isolated from Dianchi Lake. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(5), 514-519. <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1217-6>
- Krivstov, V., Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. (2005). Elemental composition of *Microcystis aeruginosa* under conditions of lake nutrient depletion. *Aquatic Ecology* 39, 123-134. <https://doi.org/10.1007/s10452-004-6833-5>
- Li, J., Zhang, J., Huang, W., Kong, F., Li, Y., Xi, M., & Zheng, Z. (2016). Comparative bioavailability of ammonium, nitrate, nitrite and urea to typically harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 93-98.
- Lidicoat, M.I., Tibbits, S., & Butler, E. (1975). The determination of ammonia in seawater. *Limnology and Oceanography*, 20, 131-132.
- Lobo, E. A., Schuch, M., Heinrich, C. G., da Costa, A. B., Düpont, A., Wetzel, C. E., & Ector, L. (2015). Development of the Trophic Water Quality Index

- (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(6), 354. doi:10.1007/s10661-015-4586-3
- Lucena, E. (2008). Aspectos sanitarios de las cianotoxinas. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 8, 291-302.
- Michels, A., Lloyd, M., Woeller, R., Dionne, J., Grande, L., Sorto, M., ... Basterrechea, M. (2014). Chapter 4 Sedimentation and life expectancy of Lake Amatitlan, Guatemala: Increased vulnerability under future climate change. En W. Leal, F. Alves, S. Caeiro & U. Azeiteiro (Eds.), *International Perspectives on Climate Change* (pp. 47-60). Switzerland: Springer International Publishing.
- Murphy, J. A., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5
- Niamien-Ebrottie, J. E., Bhattacharyya, S., Deep, P. R., & Nayak, B. (2015). Cyanobacteria and cyanotoxins in the World. *Ijar*, 1(8), 563-569.
- O'Neil, J. M., Davis T.W, Burford M. A., & Gobler C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313-334. https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027
- Paerl, H. W., Xu, M. J., McCarthy, G. W., Zhu, B. Q., Qin, Y. P., & Gardner, W. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hypereutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) anagement strategy. *Water Research*, 45(5), 1973-1983. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.018
- Rejmánková, E., Komárek, J., Dix, M., Komárková, J., & Girón, N. (2011). Cyanobacterial blooms in lake Atitlan, Guatemala. *Limnologica-Ecology and management of Inland Waters*, 41(4), 296-302. https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.12.003
- Rückert, G. V., & Giani, A. (2004). Effect of nitrate and ammonium on the growth and protein concentration of *Microcystis viridis* Lemmermann (Cyanobacteria). *Brazilian Journal of Botany*, 27(2), 325-331.
- Shen, H., Niu, Y., Xie, P., Tao, M., & Yang, X. (2011). Morphological and physiological changes in *Microcystis aeruginosa* as result of interactions with heterotrophic bacteria. *Freshwater Biology*, 56, 1065-1080.
- Solomon, C. M., Collier, J. L., Berg, G. M., & Glibert, P. M., (2010). Role of urea in the microbial metabolism in aquatic systems: A biochemical and molecular review. *Aquatic Microbiology Ecology*, 59, 67-88. https://doi.org/10.3354/ame01390
- US Army Corps of Engineers. (2000). Water resources assessment of Guatemala. Recuperado de https://www.sam.usace.army.mil/Portals/46/docs/military/engineering/docs/WRA/Guatemala/Guatemala%20WRA%20English.pdf
- Wacklin, P., Hoffmann, L., & Komárek, J. (2009). Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova. *Fottea*, 9(1), 59-64. doi:10.5507/fot.2009.005