

# EL ESTADO ECOLÓGICO ACTUAL DEL LAGO ATITLÁN Y EL IMPACTO DE LA ENTRADA DE AGUAS RESIDUALES: RECOMENDACIÓN PARA EXPORTACION DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA CUENCA PARA RESTAURAR EL LAGO

Sudeep Chandra, Margaret Dix, Eliška Rejmánková, Virginia Mosquera, Nancy Girón and Alan Heyvaert

## Unidos por el Lago Atitlán

---



Presentado a: Dr. Iván Azurdia, Director Ejecutivo  
Autoridad para del Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán, AMSCLAE

9 de diciembre de 2013

## RESUMEN EJECUTIVO

El Lago Atitlán es reconocido como uno de los lagos más bellos del mundo, pero se ha ido deteriorando debido al aumento de las concentraciones de algas y la reducción de claridad del lago. Esto es generalmente reconocido como un caso de eutrofización cultural en el que el exceso de carga de nutrientes de las actividades humanas en la cuenca provoca un cambio acelerado en las condiciones del lago. Las consecuencias suelen ser graves, con florecimientos de cianobacterias, patógenos y toxinas en el agua que presenta peligros para la salud de los pobladores y los visitantes.

Más de 100,000 personas dependen del agua del Lago Atitlán como su fuente primaria de agua potable. Actualmente, la mayor parte de las aguas residuales producidas por la población de la cuenca (>300,000) se descarga en el lago. El fósforo y nitrógeno en estas aguas residuales está acelerando la eutrofización del lago. Los patógenos de estas aguas residuales son una amenaza directa para la salud pública y la degradación de la calidad del agua, lo que pone en peligro la estabilidad económica futura de la región. Es imprescindible la necesidad de un plan de manejo integrado de aguas residuales.

En respuesta a estos problemas se creó un proyecto financiado por la USAID llamado *Unidos por el Lago Atitlán* para ayudar a desarrollar tanto la capacidad local y nacional relacionada con la formación y la comprensión de las condiciones actuales en el lago. Este proyecto ha estado implementando un programa de monitoreo de la calidad del agua, bioensayos de nutrientes, evaluaciones de las cuencas hidrográficas y la formación científica para apoyar el desarrollo de estrategias adecuadas para la restauración y el mantenimiento de las características únicas del lago.

Los resultados de la evaluación de los indicadores biológicos basados en la composición de la comunidad de fitoplancton son de particular preocupación ya que muestran que la calidad del agua del lago se está deteriorando de forma constante con un preocupante aumento en la abundancia de dos tipos de cianobacterias, *Microcystis* y *Aphanizomenon*, ambos conocidos por producir cianotoxinas. Adicionalmente, las concentraciones decrecientes de oxígeno disuelto en las aguas profundas del lago es probable que conduzcan a un aumento sustancial de la tasa de liberación de nutrientes de los sedimentos a partir de un proceso conocido como carga interna. Esto a menudo causa un cambio dramático en las condiciones de un lago, de tal manera que la proliferación de algas se vuelve excesiva, persistente y a menudo tóxica. Un cambio tan drástico en el estado del lago sería evidente para los residentes y visitantes, eliminando la fuente de agua potable para más de 100.000 personas, afectando gravemente las cualidades estéticas del lago y reduciendo sustancialmente el valor económico del lago para el país.

Los experimentos con bioensayo de nutrientes han demostrado que la entrada de las aguas residuales al lago tiene un efecto desproporcionadamente grande sobre las algas del lago y en la producción de bacterias en el agua, en comparación con otras fuentes de nutrientes como fertilizantes provenientes de la erosión del suelo. Por lo tanto, la mejor y más inmediata solución es exportar todas las aguas residuales fuera de la cuenca del Lago Atitlán, una solución que se ha aplicado con éxito en lagos importantes alrededor del mundo que fueron similarmente amenazados por la eutrofización cultural.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales con descarga de efluentes al lago no son una solución para prevenir el deterioro del Lago Atitlán, por el contrario, contribuyen a una mayor eutrofización. La exportación de aguas residuales con tratamiento y reutilización reducirá significativamente la eutrofización del lago y será sostenible al generar energía positiva a través de plantas hidroeléctricas de aguas residuales y la producción de metano, y la reutilización de los efluentes tratados en la agricultura en lugar de descargar los nutrientes directamente al Lago Atitlán.

## **EUTROFIZACIÓN CULTURAL DE CUERPOS DE AGUA - UN PROBLEMA GLOBAL**

Eutrofización cultural es el aumento de la carga de nutrientes debido a la actividad humana promoviendo el deterioro de los ecosistemas acuáticos. El alto influjo de nutrientes a menudo conduce a riesgos para la salud humana debido a la alta carga de patógenos. Además, promueve un rápido crecimiento de especies de algas y de cianobacterias no deseables que conducen a florecimientos a menudo acompañados por la producción de cianotoxinas. Son comunes las alteraciones en el flujo de energía a través de las redes alimentarias acuáticas y los cambios en la composición biológica, y la interrupción de las cualidades estéticas de los ecosistemas, tales como la claridad del agua (Chislock et al. 2013). Los costos de la eutrofización cultural son bastante grandes y se pueden prevenir si se toman las medidas sistemáticas para reducir la contaminación a los ecosistemas acuáticos por fuentes puntuales y no puntuales. Si no se toman medidas sistemáticas, los costos pueden ser muy altos. Por ejemplo, sólo en los EE.UU., la eutrofización conlleva a la pérdida de 2,2 millones de dólares anuales (Dodds et al. 2009).

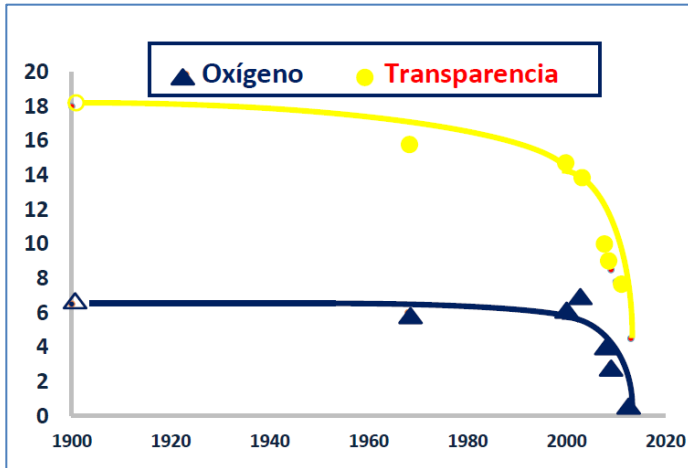
### **LAGO ATITLÁN: EUTROFIZACIÓN CULTURAL Y CONDICIONES ECOLÓGICAS ACTUALES**

En la última década se han producido cambios dramáticos en la ecología del lago Atitlán, un lago de montaña en el altiplano de Guatemala. Las investigaciones y observaciones realizadas por agencias y organismos de investigación muestran una rápida degradación de todo el ecosistema del lago. En diciembre de 2008, ocurrió la primera pequeña floración de cianobacterias, seguida de una segunda floración grande en octubre de 2009 (Rejmánková et al 2011). El lago se aclaró de nuevo después de tres meses de la floración de 2009. Se observó un aumento visible de las cianobacterias en julio de 2010, meses después de la masiva introducción de sedimentos arrastrados por la tormenta tropical Agatha. El aumento de la frecuencia y el tamaño de las florecimientos de cianobacterias ha captado el interés de formuladores de políticas y residentes locales que se preocupan por a) una disminución en el turismo y por lo tanto, en los medios de subsistencia para las comunidades y b) daños en la salud por las toxinas y una mayor prevalencia de enfermedades en virtud de este tipo de florecimientos. En respuesta a estos problemas y para desarrollar capacidades relacionadas con la formación y la comprensión de las condiciones actuales en el lago, se creó un proyecto financiado por la USAID llamado *Unidos por el Lago Atitlán*. La siguiente información basada en mediciones científicas se ha desarrollado como parte de este proyecto con contribuciones de una amplia comunidad científica y se presenta aquí para documentar las condiciones actuales en el Lago de Atitlán.

#### ***Dinámica de la luz y la reducción de la transparencia a través del tiempo***

La dinámica de la luz en los lagos es importante porque controla la profundidad de la zona de mayor producción de plantas y algas que apoya la pesca en el lago. En pocas palabras, las plantas necesitan luz para la energía y cuando la transmisión de luz se reduce en un lago, cambian las zonas de producción que sustentan a los peces. Los seres humanos en general desean una alta transparencia o claridad del agua, y por lo tanto los cambios en la transparencia del agua proporcionan una medida estética de la calidad del agua. La transparencia o claridad del lago tradicionalmente se ha medido utilizando un disco en blanco y negro (disco Secchi) que se sumerge en el agua hasta que desaparezca. La disminución de claridad indica cambios en la cantidad de partículas en suspensión en la columna de agua, estas partículas pueden ser algas o sedimentos provenientes de escorrentía. Los investigadores que han llegado al Lago Atitlán en los últimos 100

años han medido la transparencia utilizando el disco de Secchi. Por lo tanto, la comparación de estos valores en el tiempo permite una comprensión del cambio en la dinámica de luz. La figura 1 muestra una disminución dramática en la transparencia en el tiempo. Se observa que en los últimos tres años se ha producido una rápida disminución de la claridad que creemos que es atribuible al aumento de las concentraciones de algas y sedimentos en suspensión que liberados de la cuenca a través de grandes tormentas.



*Figura 1. Transparencia del agua (m) y niveles de oxígeno en agua profunda (mg/L) del lago Atitlán recolectada de datos históricos, Juday (1915) y Weiss (1971), y datos generados en este proyecto.*

### ***Nutrientes del lago y sus fuentes en el vertido de aguas residuales***

El agua del lago se compone de muchos productos químicos procedentes de diversas fuentes - fósforo, hierro y aluminio de las rocas, de carbono y de nitrógeno provenientes del plancton microscópico y restos de plantas en descomposición, etc. Además, los nutrientes pueden llegar al agua superficial a través de fuentes antropogénicas como aguas residuales, detergentes y fertilizantes en la escorrentía. La vida depende de muchos de estos compuestos químicos, por lo que es importante saber qué nutrientes están presentes en el agua del lago. Tres elementos muy importantes para la vida son el carbono, el nitrógeno y el fósforo. El carbono proporciona una fuente de energía, el nitrógeno se encuentra en las proteínas y los músculos y se excreta en los residuos; el fósforo se encuentra en el ADN, las paredes celulares, y también se utiliza en las moléculas de transferencia de energía por todos los organismos. Pero no todos los nutrientes necesarios para los organismos se encuentran en la misma concentración. En general, se necesita mucho más carbono que nitrógeno, y se necesita más nitrógeno que fósforo.

Las plantas obtienen carbono a partir del dióxido de carbono del aire, nitrógeno y fósforo en sus formas inorgánicas de agua. Es por eso que se realizaron pruebas para el nitrato ( $\text{NO}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4$ ) y fosfato ( $\text{PO}_4$ ). También se midieron el nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). Esta es una medida de todas las posibles fuentes de nitrógeno y fósforo en el agua y viene de tanto de fuentes vivas como muertas. Algunos ejemplos incluyen: plancton vivo, hojas en descomposición, las partículas de sedimento en la columna de agua, y aguas residuales en el lago. Aunque muchas de estas fuentes se componen de moléculas orgánicas de gran tamaño, pueden ser una fuente de nutrición para las bacterias y otros descomponedores que pueden luego liberar una forma inorgánica y más biodisponible de nitrógeno o fósforo.

En el Lago Atitlán, como en otros lagos profundos térmicamente estratificados, las concentraciones de nutrientes se incrementan con la profundidad (Figura 2). Esto es en parte debido a que la estratificación evita la mezcla de nutrientes en las grandes profundidades del agua. Las

algas que son más abundantes en la zona de penetración de la luz (unos 30 m) están agotando la mayor parte de los nutrientes en la capa superior. Las capas más profundas suelen ser más ricas en nutrientes debido al hundimiento y la acumulación de partículas del suelo, la excreción de los animales, los organismos muertos del lago, y la degradación de las partículas en las aguas más profundas por las bacterias. Las concentraciones de amonio son cercanas a cero en todas partes, excepto entre los 30 y 50 metros de profundidad, y en el fondo. Este es probablemente el resultado de una gran concentración de plancton en la zona de 30-50 m liberando amonio como un producto de desecho. Esto también es evidente en los datos de nitrato y fosfato, donde las concentraciones son más bajas a estas profundidades y en el fondo. Esto indica que el plancton está tomando nitratos y fosfatos entre los 30 a 50 m de profundidad y liberándolo cuando mueren y se hunden hacia el fondo. Adicionalmente, es probable que se descargue agua rica en nutrientes en estas profundidades del lago dependiendo de las propiedades térmicas y por lo tanto la densidad del agua.

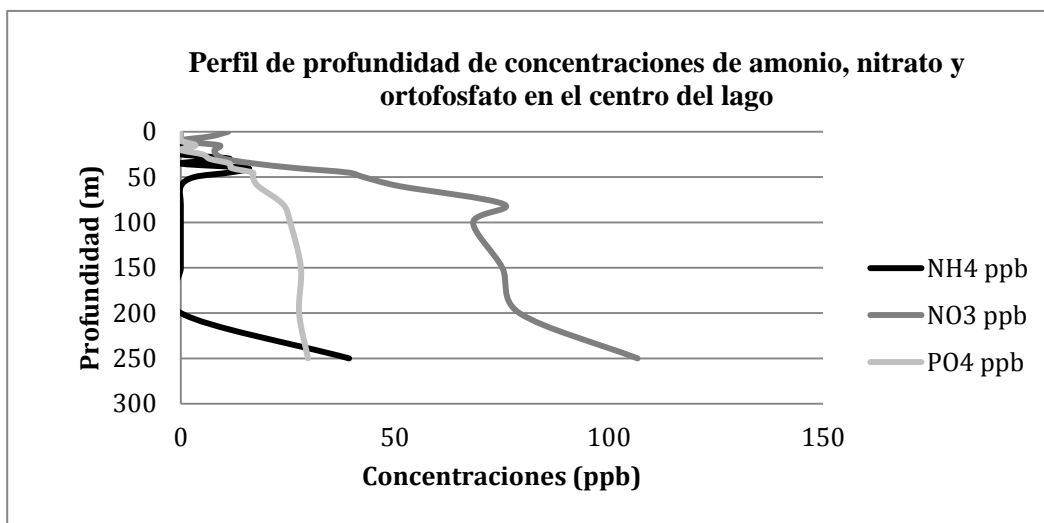


Figura 2. Perfiles de nutrientes en el lago. Se observa que en la profundidad hay acumulación de nutrientes a través del tiempo y se redistribuyen en las capas superficiales cuando el lago se mezcla.

### **Descarga de aguas residuales**

A pesar de toda la retórica sobre la necesidad de hacer frente a la entrada de aguas residuales al lago, todavía hay descargas directas de aguas residuales en muchos lugares como Panajachel, Santa Catarina y Santa Cruz, y en otros lugares, las aguas residuales parcialmente tratadas que siguen contribuyendo cantidades sustanciales de nutrientes. Los ríos San Francisco y Quiscab también están contribuyendo de manera significativa a la carga de nutrientes al lago. El Cuadro 1 presenta la concentración promedio de nutrientes en el efluente de las aguas residuales y el agua del río. Los valores del nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) en el Cuadro 1 están debajo de los valores típicos de aguas residuales (NT = 30 mg/L y PT = 10 mg/L), probablemente por infiltración en el alcantarillado. Estas concentraciones tienen alto impacto en la ecología y salud del lago.

El agua residual tiene significativamente mayor concentración de las formas de nitrógeno y fósforo que creemos que se traduce directamente en la producción de algas y bacterias, incluyendo cianobacterias potencialmente dañinas.

Cuadro 1. Ejemplos de concentración de nutrientes en efluentes de aguas residuales y en agua de ríos, todos en µg/L. Datos tomados en mediciones realizadas en intervalos irregulares entre 2010-2012.

|                |  | PO <sub>4</sub> -P | TP   | NO <sub>3</sub> -N | NH <sub>4</sub> -N | TN    |
|----------------|--|--------------------|------|--------------------|--------------------|-------|
|                |  | µg/L               | µg/L | µg/L               | µg/L               | µg/L  |
| AGUA RESIDUAL  |  |                    |      |                    |                    |       |
| Panajachel     |  | 2846               | 7200 | 5022               | 4819               | 10032 |
| Santa Cruz     |  | 3200               | na   | 26                 | 3240               | na    |
| Santa Catarina |  | 5555               | 6350 | 43                 | 6149               | 7792  |
|                |  |                    |      |                    |                    |       |
| AGUA DE RIOS   |  |                    |      |                    |                    |       |
| San Francisco  |  | 138                | 2958 | 1702               | 54                 | 2495  |
| Quiscab        |  | 160                | 1508 | 1009               | 83                 | 1635  |
| Otros ríos     |  | 92                 | 370  | 692                | 40                 | 1197  |

### *Fitoplancton del Lago*

El término plancton se refiere al conjunto de organismos flotantes que nadan libres o débilmente predominantemente microscópicos y adaptados a pasar sus vidas en la columna de agua de los hábitats acuáticos. Las algas y las cianobacterias son los componentes autótrofos del plancton, también llamadas fitoplancton, lo que significa que tienen la capacidad de utilizar la energía solar y el dióxido de carbono del aire para producir carbono orgánico. Hay varias diferencias importantes entre las algas y cianobacterias: a) muchas cianobacterias son capaces de fijar el nitrógeno, es decir, utilizan el nitrógeno del aire. Esto permite una ventaja a las cianobacterias sobre otras especies de algas en lagos que tienen una baja proporción de nitrógeno con respecto a fósforo; b) el zooplancton se alimenta preferentemente de algas y por lo tanto el dominio de las cianobacterias puede ser perjudicial para el crecimiento del zooplancton y en consecuencia la producción de peces; c) se sabe que muchas cianobacterias producen toxinas que pueden ser muy perjudiciales para los animales y los seres humanos.

La comunidad bacteriana heterotrófica es un componente importante del plancton además de las algas, cianobacterias y zooplancton. El término heterótrofo se refiere a un organismo que no puede utilizar la energía del sol sino que depende de una fuente de carbono orgánico externa, tal como azúcar, para alimentar sus actividades. Los heterótrofos consumen oxígeno en el proceso de utilizar el carbono orgánico. Las bacterias heterotróficas representan el componente biológico más importante en la descomposición de la materia orgánica en los sistemas acuáticos, y su biomasa constituye una gran parte de la biomasa total de plancton. El carbono orgánico para las bacterias heterótrofas puede originarse ya sea de los organismos del lago muertos o de fuentes externas. Un ejemplo de una fuente externa es aguas residuales no tratadas, que se ha demostrado que promueven altamente el crecimiento de bacterias heterotróficas (véase la figura 5). Cuando el consumo de oxígeno debido al rápido crecimiento de los heterótrofos excede la producción de oxígeno por autótrofos, las condiciones de anoxia resultante ( = sin oxígeno) pueden dar lugar a muchas consecuencias graves, como la muerte de peces y el aumento de la liberación de fósforo de los sedimentos.

### **Cianobacterias y su incremento a través del tiempo**

*Lyngbya robusta* es una cianobacteria filamentosa planctónicas que ha aumentado recientemente en abundancia en el lago Atitlán y formó una floración importante en 2009, cuando se identificó por primera vez tentativamente con ese nombre (Rejmánková et al 2011). Una evaluación más profunda en base a criterios filogenéticos, morfológicos y ecológicos de *Lyngbya robusta* del Lago Atitlán dio como resultado el establecimiento de un nuevo género *Limnoraphis* (Komárek et al 2013). La única característica que aparta a *Limnoraphis* de las especies *Lyngbya* es la formación de pseudovacúolas o aerotopos especiales (vacúolas de gas que permiten a las cianobacterias para controlar su flotabilidad) espaciados irregularmente en las células. Además, *Limnoraphis robusta* no tiene los genes para la producción de toxinas y es capaz de la fijación de nitrógeno a pesar de la falta de heterocistos. Contiene altas cantidades de pigmentos carotenoides, que causan el color marrón inusual de la espuma macroscópica en la superficie del agua.

De acuerdo con nuestros resultados, *Limnoraphis* se desarrolla en lagos o embalses, oligo a mesotróficos con alto contenido de fósforo. La concentración de nitrógeno en el epilimnio suele ser bastante baja. Es interesante señalar que el primer registro de la *Lyngbya* planctónica (*Limnoraphis*) en Guatemala es de septiembre de 1983 del Lago Amatitlán (registros inéditos de la OMS; Cronberg, comunicación personal). Al parecer esta especie en Amatitlán fue sustituido más tarde por *Microcystis*, otra cianobacteria que se sabe que produce toxinas. Hemos estado trabajando con expertos en cianobacterias para entender la ecología y distribución de esta taxa para determinar si la frecuencia de los florecimientos puede aumentar.

El fitoplancton en general, ha mostrado un aumento espectacular en abundancia a través del tiempo, desde sólo 354 organismos por litro en julio de 1968 (Weiss, 1971) a más de 400 000 organismos/L en noviembre de 2009 (Dix et al. 2012), como se observa en la figura 3. Weiss (1971) no reporta la presencia de cianobacterias, pero la *Microcystis* estaba presente en 1976, en un pequeño porcentaje del total de fitoplancton (Dix et al. 2003). Con el tiempo, las cifras aumentaron de manera exponencial (figura 3) a más de 400,000 organismos por litro en 2009.

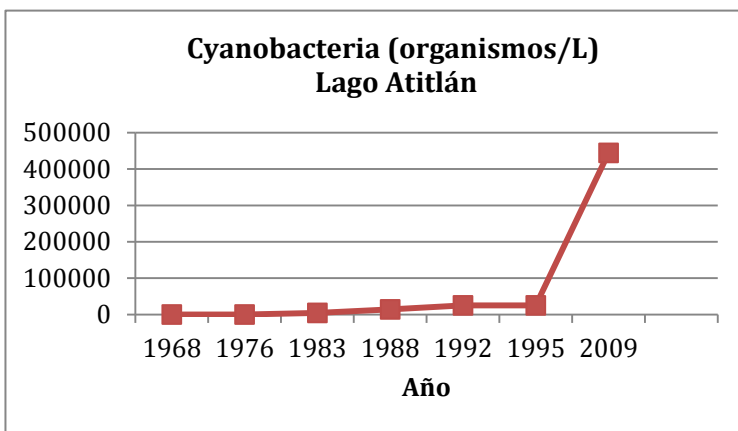


Figura 3. Cambios en el conteo de cianobacterias (células por litro) entre 1968 y 2009.

En julio de 2013 (sin publicar Dix *et al.*) un florecimiento de más de 8 millones de células por litro, representando 3 géneros, *Limnoraphis*, *Aphanizomenon* y *Microcystis*, se observó en Santiago Atitlán (Figura 4).

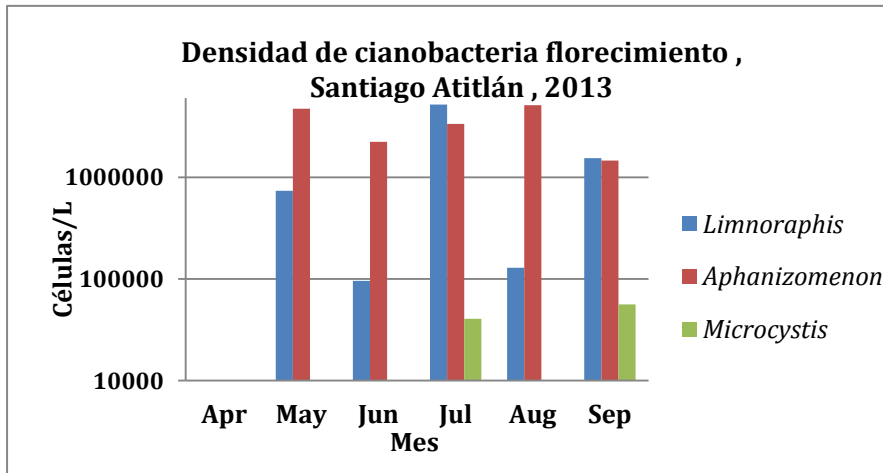


Figura 4. Conteos de cianobacterias en la bahía de Santiago. Nótese la escala logarítmica.

Se había observado la presencia de *Aphanizomenon* en San Lucas Tolimán en marzo 2009 (Castellanos y Dix 2009), pero los números eran insignificantes hasta 2013. Al igual que *Limnoraphis*, este género también puede fijar el nitrógeno. Tanto *Limnoraphis* y *Microcystis* son capaces de producir cianotoxinas. Afortunadamente, no se detectaron cianotoxinas en las muestras de agua analizadas en el verano de 2013, pero al aumentar la abundancia de *Microcystis* y *Aphanizomenon*, la producción de toxinas puede ocurrir.

Los indicadores biológicos basados en la composición de la comunidad de fitoplancton muestran que la calidad del agua del lago se está deteriorando de forma constante, y es especialmente preocupante el aumento en la abundancia de *Microcystis* y *Aphanizomenon*, que son cianobacterias conocidas por producir cianotoxinas. La abundancia de *Aphanizomenon* alcanzó concentraciones para la formación de florecimientos (> 2 millones de células/ L) entre mayo y julio de 2013. La principal fuente de nutrientes que contribuye a la eutrofización del lago son las aguas residuales sin tratar o parcialmente tratadas que aportan grandes cantidades de nitrógeno.

#### **Conexión entre la carga proveniente de drenajes y el crecimiento de algas y bacterias utilizando bioensayos de nutrientes.**

Como se mencionó anteriormente los macronutrientes, fósforo y nitrógeno, son de suma importancia para el crecimiento de plantas. El crecimiento óptimo de las plantas, por lo general es establecido por los cambios en la relación de estos nutrientes a través del tiempo, dependiente de la demanda (cantidad utilizada por la comunidad de plantas) o del suministro proveniente de drenajes y del río al lago o de la redistribución de los mismos. En cualquier momento o estación, el requerimiento de nutrientes por algas y bacterias puede ser determinado añadiendo nutrientes en contenedores experimentales y observando como dichos nutrientes estimulan la producción. Además, se puede determinar la reacción del alga a diferentes fuentes de nutrientes suministrada por la cuenca (ej. ingreso a través del río, drenajes o atmósfera) colocando dichas fuentes de nutrientes en botellas y observando la producción de alga a través del tiempo. Se realizó experimentos de incubación estacionales utilizando agua proveniente del centro del lago mejorada con nitrógeno, fósforo, agua residual, y partículas de suelo superficial provenientes de diferentes actividades en la cuenca. En cada incubación, el crecimiento de bacterias y algas incrementó drásticamente con la introducción de aguas residuales, en comparación con el nivel del control, nutrientes o partículas de suelo. Por ejemplo, en la Figura 5 se muestra como la producción incrementó el 333% comparado con el crecimiento del control. Además, la demanda de oxígeno por bacterias heterotróficas incrementó 450% al agregar aguas residuales. Esto puede explicar parte de la disminución de



oxígeno en el fondo del lago (ver a continuación). **Estos experimentos relacionan claramente las aguas residuales con el cambio de producción de algas y bacterias en el agua.**

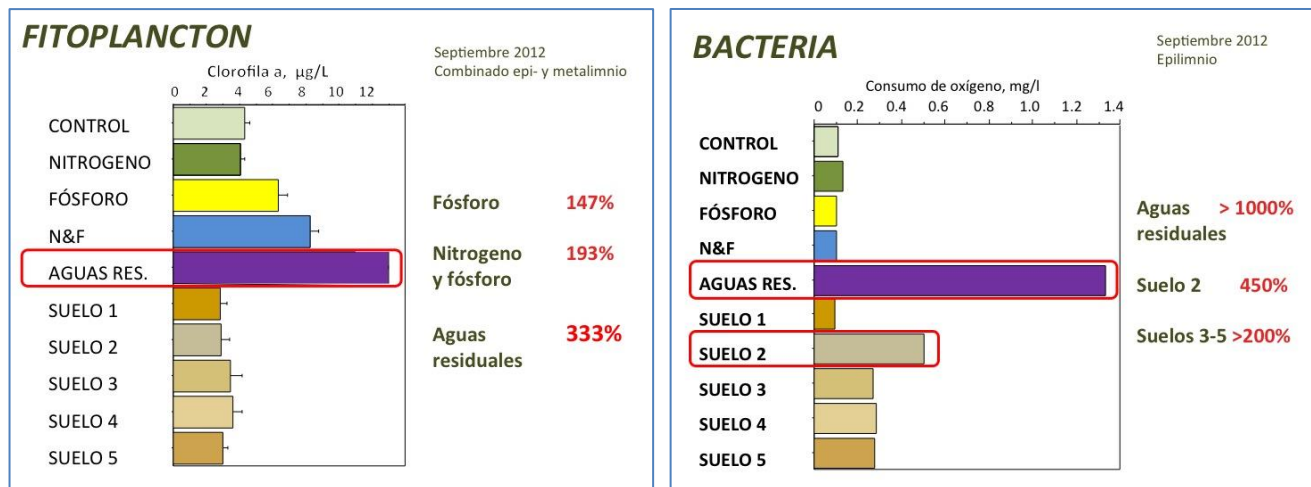


Figura 5. Bioensayos de nutrientes que sugieren (a) que la producción de algas en el lago es limitada por nitrógeno y fósforo; además, las aguas residuales incrementan la producción de algas por un 333% comparado con las botellas que contienen únicamente agua del lago, y (b) producción de bacterias heterotróficas, o consumo de oxígeno, se incrementa por un 450% comparado con las botellas que contienen únicamente agua del lago y sin adiciones.

**Disminución de niveles de oxígeno en las aguas profundas crea una preocupación mayor por la salud interna del lago y un alto potencial para posibles florecimientos de algas**

El oxígeno disuelto es un componente crítico de los ecosistemas acuáticos. Primero, los niveles de oxígeno determinan el hábitat y la supervivencia de consumidores de niveles más altos, tales como peces, o su fuente de alimentación (ej. invertebrados). Los niveles de oxígeno también controlan la forma y disponibilidad de nutrientes que son utilizados por algas para su crecimiento. Los niveles de oxígeno disminuyen en el agua cuando existe un incremento en la producción de materia orgánica que subsecuentemente es descompuesta por bacterias heterotróficas (ver arriba). En estas condiciones de bajos niveles de oxígeno (<2 mg/l), la forma del fósforo (PO<sub>4</sub>) se vuelve más inestable y disponible para el crecimiento de algas. Cuando los niveles de oxígeno disminuyen en aguas profundas se puede provocar la acumulación de un gran volumen de nutrientes que se vuelven disponibles para las algas que viven en la superficie al momento de un volteo. Los nutrientes liberados bajo condiciones anóxicas en las aguas profundas resultan en un fenómeno llamado carga interna del lago, donde el lago ya no se encuentra completamente dependiente de fuentes externas de la cuenca para estimular la producción de algas sino que se vuelve dependiente de la disponibilidad de los nutrientes liberados provenientes de los sedimentos y distribuido a las aguas superficiales durante el volteo. En el Lago Atitlán existe una distribución de oxígeno marcada de acuerdo a estaciones, pero sobretodo las aguas superficiales son las que se mantienen oxigenadas. No obstante, en agosto y diciembre del 2012 se observó que los niveles de oxígeno disuelto a partir de 80 m hasta lo profundo del lago se encontraban por debajo de 2mg/l, indicando un deterioro en las condiciones del lago (Figura 6). Aunado a esto, la evaluación de datos históricos del lago sugiere un deterioro acelerado de los niveles de oxígeno de las aguas en lo profundo

(Figura 1). **Esto indica que en los últimos tres años el lago ha atravesado un cambio drástico de oxígeno disuelto en las aguas profundas con un potencial alto de carga interna y un incremento de florecimientos de algas/cianobacterias.**

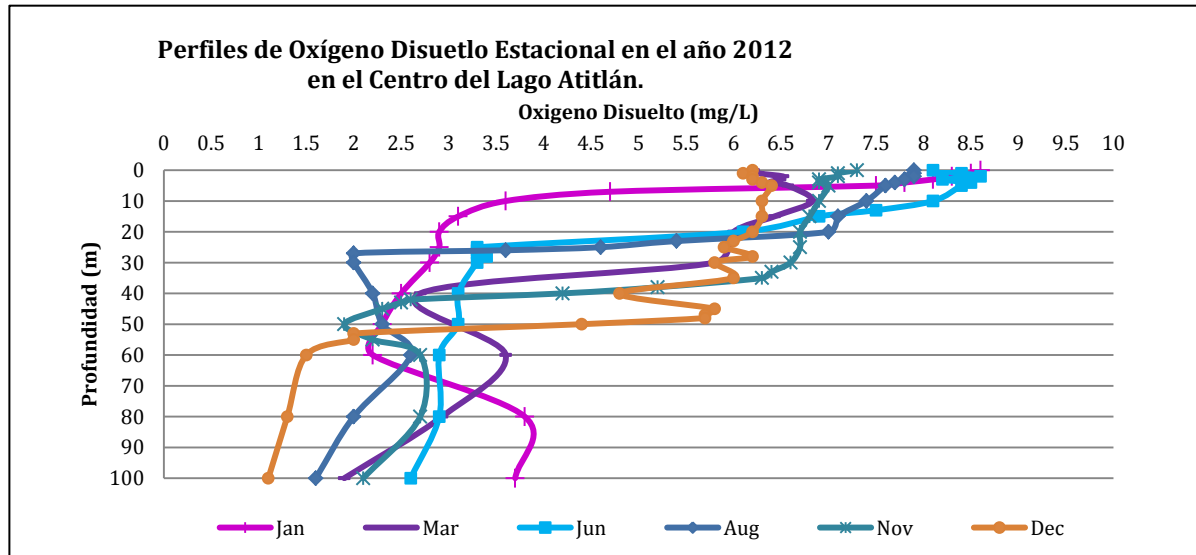
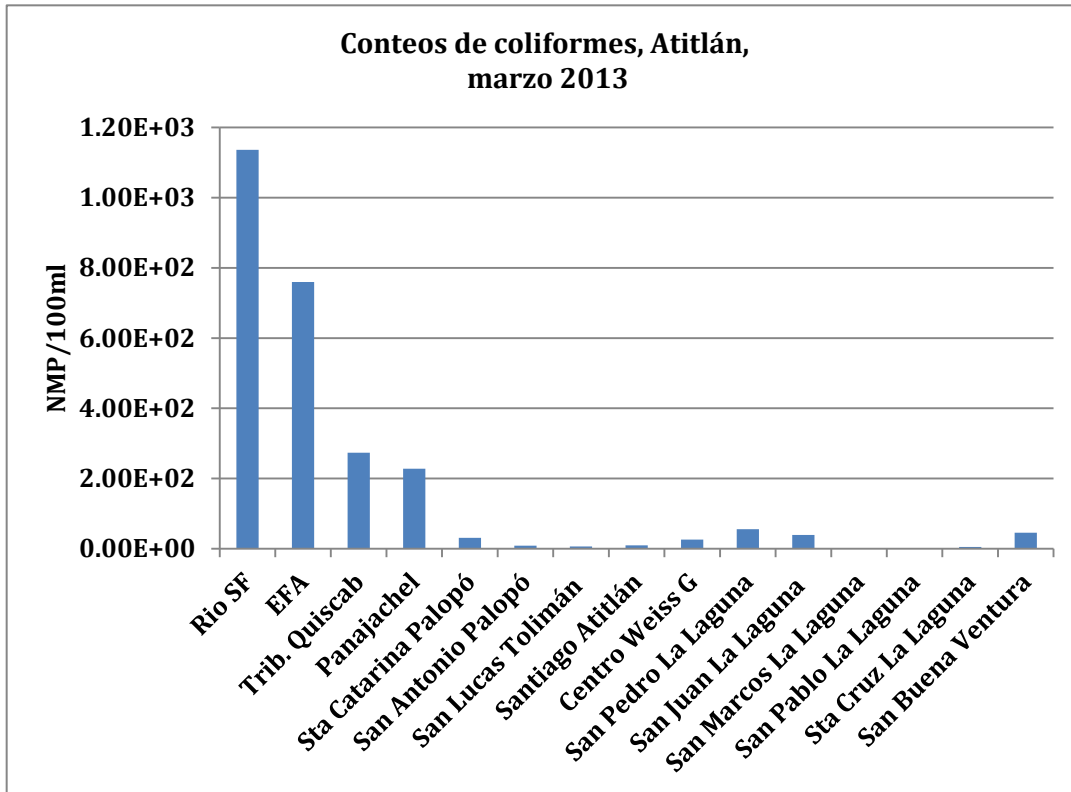


Figura 6. Perfiles de oxígeno disuelto en el centro del lago en 2012.

### ***Patógenos y condiciones en el Lago***

Existen varios registros que documentan las infecciones por patógenos en personas de comunidades que utilizan el agua del lago como fuente de agua potable. Bentley et al. (2004) registró que el 31% de infecciones de *Cryptosporidium* aparecen en residentes de comunidades alrededor del Lago y propone que el agua del lago es la responsable de la transmisión de dicha enfermedad. El predominio de cryptosporidiosis en países de América Latina varía entre 2% a 31%, sugiriendo un alto nivel de infecciones en comunidades de Guatemala. Enfermedades relacionadas con agua y saneamiento, como diarrea, disentería, y parásitos intestinales, conforman el 22% de casos en hombres y el 19% de casos en mujeres reportado por el Ministerio de Salud a través del Puesto de Salud de Santiago Atitlán, 2007 (Nagata et al 2011). Resultados similares fueron reportados por Molbey (comunicación personal) quien con su equipo de trabajo examinaron de giardiasis a 220 niños en edad escolar. La incidencia total de giardiasis fue de 38% aproximadamente. Un reporte de Tzununá confirma que la mayoría de los casos médicos están relacionados con enfermedades transmitidas por el agua (Allam et al. 2010). Se ha reportado altas concentraciones de coliformes fecales y coliformes totales ( $>16.10^3$ ) por Padilla Cámbara et al (2010) en el Río Quiscab. Datos de Salud Pública de Sololá sugiere que el 18% de toda el agua entubada muestreada se encuentra contaminada.

Los datos de marzo del 2013 (Figura 7) indican que los coliformes se encuentran distribuidos alrededor del lago, con altos conteos encontrados en los ríos y frente a Panajachel. Todos los sitios muestreados muestran conteos por arriba de los niveles permisibles para agua potable. **El impacto a la salud por la carga de patógenos provenientes de aguas residuales no tratadas es de principal preocupación.**



*Figura 7.  
Conteo de  
bacterias  
coliformes en  
varios puntos  
del lago y  
ríos. EFA =  
Escuela de  
formación  
Agrícola.*

## **CÓMO RESOLVER LA CARGA DE AGUAS RESIDUALES Y PROBLEMAS DE PRODUCTIVIDAD EN EL LAGO ATITLÁN: INVESTIGACIONES EN OTROS ECOSISTEMAS LACUSTRES**

La contaminación de lagos y embalses por los diferentes tipos de contaminantes constituye una preocupación ambiental importante en muchas partes del mundo y una de las principales amenazas para los recursos de agua dulce del mundo. Como se ha documentado anteriormente, los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) representan las principales fuentes de contaminación de los ambientes acuáticos. Entre las prácticas de manejo disponibles para los lagos, el desvío de efluentes de aguas residuales de la cuenca es la más efectiva y en muchos casos la única solución. Como resultado, muchos países han puesto en marcha programas de investigación e ingeniería para restaurar y proteger sus ecosistemas lacustres mediante la exportación de las aguas residuales de la cuenca. En la actualidad hay varios ejemplos que demuestran que tanto la biomasa de algas total y la ocurrencia de florecimientos de algas/cianobacterias disminuye después de la reducción en el aporte de nutrientes. Uno de los ejemplos clásicos que implican disminuciones de florecimientos de cianobacterias es el de la eliminación de los vertidos de aguas residuales desde el Lago Washington dentro del área metropolitana de Seattle, Washington (Edmondson, 1970). A pesar del uso frecuente de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, este lago había sufrido florecimientos de cianobacterias nocivas en la década de 1920 hasta la década de 1960

debido a la entrada de efluentes de aguas residuales. En 1968, se impuso la eliminación de las descargas de aguas residuales y tratadas al lago Washington, y se redujeron los florecimientos de cianobacterias.

En un sistema mucho más grande, el lago Erie, la macroalga verde *Cladophora* había dominado gran parte de la cuenca oeste con un crecimiento masivo. Hasta que se mejoró el tratamiento de aguas residuales y se prohibieron los detergentes con fosfato en la década de 1980, se obtuvo a una reducción significativa de las molestas florecimientos (Ashworth, 1986). En el río Potomac, un afluente de la bahía Chesapeake, la eliminación de fosfatos de las aguas residuales a finales de 1970 representó una reducción significativa en la frecuencia e intensidad de las florecimientos de *Microcystis* que había sido problemático en la década anterior (Jaworski 1990).

A pesar de contar con el exitoso desvío de aguas residuales, la recuperación puede ser larga y se requiere un monitoreo y gestión continuos para evitar el deterioro del lago debido a otras causas, como la erosión y la escorrentía de fertilizantes (Verdonschot et al 2012; Hering et al 2013). El mejor enfoque es un programa bien definido y bien ejecutado para la protección de la calidad del agua como, por ejemplo, la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea. Esta representa el marco jurídico básico para la protección de la calidad del agua en los estados de la Unión Europea y define los principales requisitos de monitoreo de la calidad del agua en las aguas continentales, aguas costeras, estuarios y lagunas (Premazzi et al. 2003).

A continuación se describen los estudios de caso de las cuencas de lagos en los que a) se realizaron experimentos de ensayo similares para comprender la limitación de nutrientes en el crecimiento de algas y la influencia de aguas residuales (tratadas y no tratadas) en la producción del lago, y b) se determinó que la exportación de aguas residuales fue el enfoque principal para la promover un ecosistema de lago sano.

### **Estudios de Caso**

**Lago Tahoe:** *Un estudio de caso que muestra cómo la exportación de agua puede conservar un lago y las aguas residuales se puede utilizar para intereses agrícolas. El Lago Tahoe es un lago de montaña ubicado en el oeste de Estados Unidos conocido por su color azul, notable debido a la falta de algas y partículas de sedimentos en el agua. Históricamente la transparencia del agua ha sido medida entre 23 a 33 metros. Los estudios científicos utilizan bioensayos de nutrientes y control de la producción de algas en el lago a través el tiempo. En la década de 1960 y 70 se habían registrado los notables aumentos en la producción de algas y a través del tiempo, la disminución de la claridad del agua, medida con disco Secchi. Los ensayos de nutrientes indicaron que la introducción de nutrientes por las aguas residuales estimulaba el crecimiento de algas y futuras descargas darían lugar a una marcada disminución de la claridad del agua y la función ecológica. Los investigadores compartieron esta información con los miembros de la comunidad de la cuenca, y también con los funcionarios estatales y federales electos. Hubo una discusión que al aumentar el tratamiento de las aguas residuales mediante plantas de tratamiento de aguas residuales era la mejor solución para resolver el problema de la carga de nutrientes en el lago. Sin embargo, teniendo en cuenta el largo tiempo de residencia o permanencia del agua en el lago (650*

años), la estimación del balance de nutrientes del lago, y los posibles costos a largo plazo del uso de tratamiento terciario de alta capacidad, se determinó que la exportación de aguas residuales era el mejor plan a largo plazo para restaurar y preservar el lago. Como resultado, en la década de 1970 todas las aguas residuales en la cuenca se recolectaron y se exportan de la cuenca, lo que ha resultado en la marcada disminución en la velocidad de pérdida de claridad y el aumento de la producción primaria de algas. Debe tenerse en cuenta que el agua tratada que se exporta de la cuenca tiene un alto valor comercial y es utilizada por los agricultores privados que cultivan fuera de la cuenca. Ellos valoran el agua rica en nutrientes para sus cultivos lo que les permite reducir sus aplicaciones de fertilizantes.

**Lagos bajos de Madison, Wisconsin:** Otro estudio de caso proviene de Madison Lakes, Wisconsin, que se encuentran entre los lagos más estudiados en el mundo respecto a su respuesta a una carga de nutrientes reducida como resultado de la desviación de los efluentes de aguas residuales (Sonzogni et al 1975). En 1958, después de descargarse en los lagos por casi 20 años, las aguas residuales tratadas del área metropolitana de Madison fueron desviadas de su entrada a los dos lagos más bajos de Madison. Este caso era único ya que por primera vez se midió la cantidad de nutrientes entrando al lago de diversas fuentes, y Sawyer et al (1944, citado en Sonzogni et al. 1975) encontraron que 88 por ciento de la carga de fósforo inorgánico recibida por el lago Waubesa venía del efluente de la PTAR. A estos estudios siguieron una serie de investigaciones hidrológicas y químicas de los lagos Madison por diverso grupo de investigadores de la Universidad de Wisconsin. Estas investigaciones demostraron que las aguas residuales eran una fuente importante de nutrientes (como fósforo) para las plantas acuáticas de los lagos. Finalmente, después de mucho debate público y la discusión de la comunidad, se decidió que los efluentes de aguas residuales tratadas de Madison deberían desviarse completamente de los lagos. En diciembre de 1958, se completó este desvío. El contenido de fósforo respondió rápidamente y de forma permanente, la carga de fósforo de los dos lagos disminuyó. Es de gran importancia mencionar el hecho que durante el período anterior a la desviación (1955-1957), las algas del lago Waubesa consistían en 99 % de *Microcystis*. Poco después del desvío, se produjo un cambio notable en el número de especies de algas; el *Microcystis* disminuyó durante el primer verano después del desvío. Evidencias recientes indican que la población de algas se ha mantenido mucho más diversa que en el período de descarga de aguas residuales (Sonzogni et al. 1975).

**¿Qué sucede si no se exporta el agua residual de la cuenca?** El Lago Amatitlán se encuentra localizado en el departamento de Guatemala y su cuenca incluye no solo la ciudad capital sino también otras ciudades principales como Villa Nueva, Mixco, Amatitlán, San Miguel Petapa, entre otras. 76% de la población en la cuenca vive en áreas urbanas y ninguna de las ciudades mencionadas anteriormente cuenta con PTAR que pueda tratar por completo sus aguas residuales. Debido al ingreso continuo de aguas residuales domésticas e industriales sin tratamiento, el Lago de Amatitlán ha alcanzado un estado de hipereutrofización, desde hace algunas décadas atrás. Desde 1967 el deterioro del Lago Amatitlán ha sido observado, empezando con un reporte de USAC-ERIS e IGN. En 1987 con la cooperación del Gobierno de México, se publicó un estudio

*como el plan maestro para el rescate del Lago Amatitlán. En dicho estudio ciertos proyectos fueron identificados como prioridad y de urgencia, tales como: plantas de tratamiento de aguas residuales y sistemas de recolección para las comunidades alrededor del lago y en la cuenca, planificación urbanística y la recuperación de nacimientos. Dicho plan no fue ejecutado completamente pero ciertos esfuerzos fueron realizados como la construcción de varias plantas de tratamiento alrededor de la cuenca. Debido a que la situación del Lago no mejoró, la Autoridad para el Manejo Sostenible del Lago de Amatitlán (AMSA) fue creada en 1996 con el objetivo de rescatar el lago. En 2003 AMSA contaba con 7 plantas de tratamiento de aguas residuales trabajando alrededor de la cuenca y reportaba 25 más; todas con excepción de una se limitan a tratamiento secundario. La excepción es la PTAR que cuenta con humedales como tratamiento terciario, llegando a tratar hasta el 33% del caudal del Río Villalobos (principal afluente superficial) en época seca. A pesar de dichos esfuerzos, el Lago Amatitlán tiene florecimientos de cianobacterias (Microcystis) casi a través de todo el año, con transparencia menor a 1 metro, coliformes detectados en todos los puntos del lago, altos niveles de plomo y cromo se encuentran presentes y las grandes cantidades de sedimentos que ingresan a través del río disminuyen la profundidad del lago a tasas muy altas. **Por ende, el Lago Amatitlán es una triste prueba del hecho que las PTAR descargando agua al lago no son la solución.***

## **LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES NO SON LAS SOLUCIÓN AL PROBLEMA**

Los estudios de caso presentados anteriormente demuestran que para desacelerar o darle marcha atrás a los procesos de eutrofización en un lago únicamente puede ser alcanzado a través de la prevención de ingreso de aguas residuales al lago. Las plantas de tratamiento existentes sin embargo, no fueron diseñadas para la remoción total de nutrientes o patógenos. La planta de tratamiento en Santa Catarina únicamente remueve materia orgánica. La planta en Panajachel fue diseñada para remover materia orgánica y cierta cantidad de fósforo pero no nitrógeno. Actualmente no remueve fósforo ya que el operador no cuenta con la capacitación para dosificar sulfato de aluminio y lograr precipitar el fósforo, ni un laboratorio para monitorear continuamente la dosificación y las eficiencias de remoción. Ninguna planta de tratamiento fue diseñada para remover patógenos, lo que es extremadamente difícil en tratamientos de aguas residuales con efluentes sin buena calidad. En toda Latinoamérica se estima que menos del 10% de las aguas residuales generadas reciben algún tipo de tratamiento, y únicamente 4% recibe tratamiento secundario (OMS/UNICEF, 2013). Lo denominados tratamientos terciarios necesarios para remoción de nutrientes en aguas residuales no existen en América Latina y son comunes en Estados Unidos únicamente en la región de los Grandes Lagos, Florida y Chesapeake Bay (Metcalf & Eddy, 2014).

Aunque existen formas para tratamiento de patógenos económicamente accesibles, ej. en la forma de lagunas de maduración donde los patógenos en el agua son expuestos a y eventualmente eliminados por luz UV, dichas lagunas requieren de una gran cantidad de área, la cual no se encuentra disponible dentro de la cuenca. Finalmente, un mantenimiento apropiado de una PTAR, especialmente aquellas basadas en el principio de lodos activados, la cual requiere de una gran cantidad de energía eléctrica para funcionar es excesivamente caro y se encuentra más allá de las capacidades municipales para operar.

## OTROS MODELOS

Una alternativa factible a las PTAR se basa en el modelo de Lake Tahoe (mencionado anteriormente) con un alcantarillado a presión para bombear las aguas residuales a un área de tratamiento biológico (lagunas de estabilización) fuera de la cuenca, donde se puede generar metano. Los beneficios adicionales serían la generación de electricidad en los tramos descendentes de la red de alcantarillado, así como la reutilización de agua tratada rica en nutrientes para irrigación de cultivos. Se espera que la exportación de aguas residuales, conjuntamente con el tratamiento y la reutilización, reduzca significativamente la eutrofización del lago de Atitlán. Será sostenible con la generación de energía positiva de las plantas hidroeléctricas usando aguas residuales y la valorización de metano, además de la reutilización de los nutrientes valiosos (nitrógeno y fósforo) para la agricultura, en lugar de ser descartados directamente al lago.

En Guatemala existe la tecnología adecuada y la experiencia para construir una tubería de presión, por ejemplo:

- Tubería a presión de aguas residuales en el Lago Petén-Izta, Flores, Petén.
- Proyecto hidroeléctrico en Choloma, Guatemala: 7000 m de tubería HDPE para la línea de presión.
- Lagunas anaerobias con la generación de metano con certificación de créditos de carbono: planta de tratamiento de Agrocaribe cerca de Puerto Barrios, Izabal.
- Reutilización de aguas residuales para la agricultura: común en Guatemala en el sector informal, sin control ambiental. Este proyecto eliminaría patógenos de las aguas residuales para usarse como fertilizante, cumpliendo con las normas de la OMS para la reutilización y la valorización de los nutrientes.

## Agradecimientos

La investigación para la realización de este informe fue posible gracias al apoyo de subvenciones de USAID y NSF, contribuciones de UVG y URL, y al apoyo constante de la Asociación Amigos del Lago Atitlán y de Todos por el Lago. El apoyo logístico de Amasclae y Vivamos Mejor también se aprecia. Los Hoteles Porta del Lago y Posada de Don Rodrigo han sido generosos en proporcionar alojamiento en numerosas ocasiones. Apreciamos la ayuda que hemos recibido de muchos estudiantes guatemaltecos y estadounidenses.

## Referencias Bibliográficas

Allam, M. M., Hashimi, H. & Elizabeth S. Houle, S. A. 2010. A Culture-Centric & Sustainable Systems Engineering Approach: Water Filtration in Guatemala's Tzununa. Proceedings of the 2010 IEEE Systems and Information Engineering Design Symposium, University of Virginia, Charlottesville, VA, USA, April 23.

Ashworth, W. 1986. The Late, Great Lakes. An Environmental History. Collins Publishers, Toronto, Ontario, 274 pp.

Bentley, C., Laubach, H., Spalter, J., Ginter, E. & Jensen, L. 2004. Relationship of Cryptosporidiosis to abdominal pain and diarrhea in Mayan Indians *Rev. Inst. Med. trop. S. Paulo* 46(4):235-23.

- Brown Salazar, D. 2004. Guide for the management of excreta and municipal water. PROARCA.
- Castellanos, E. y Dix, M. 2009. UVG. *Levantamiento de la Línea Base del Lago de Atitlán Marzo de 2009*, Presentado al Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales República de Guatemala. 35p.
- Chislock, M. F., Doster, E., Zitomer, R. A. & Wilson, A. E. (2013) Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4(4): 10
- Dodds, W. K. et al. (2009) Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science and Technology* 43: 12-19
- Edmondson, W.T., 1970. Phosphorus, nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science* 169, 690–691.
- Dix, M.; M. Dix; E. Symonds; D. Cabrera; A. Toledo; y M. Orozco. 2012. El Estado físico, químico y biológico del Lago Atitlán. Octubre 2009 a diciembre 2010.
- Hering, D., Borja, A., Carvalho L, and Feld Ch. K. 2013. Assessment and recovery of European water bodies: key messages from the WISER project. *Hydrobiologia* 704: 1-9.
- Dix, M. A., Fortín, I. Medinilla, O. 2003. Diagnóstico Ecológico Social en la cuenca de Atitlán. TNC, UVG. 160 pp.
- Jaworski, N., 1990. Retrospective of the water quality issues of the upper Potomac estuary. *Aquat. Sci.* 3, 11–40.
- Juday, C., 1915. Limnological studies on some lakes in Central America: Wisconsin Academy of Arts and Science Letters Transactions. 18, 214-250.
- Komárek, J., Zapomělová, E., Šmarda, J., Kopecký, J., Rejmánková, E., Woodhouse, J. 6, Brett A. Neilan, B. A. & Komárková, J. 2013. Polyphasic evaluation of *Limnorphis robusta*, a water–bloom forming cyanobacterium from Lake Atitlán, Guatemala, with a description of *Limnorphis* gen. nov. *Fottea*, Olomouc: 39-52.
- Metcalf & Eddy/AECOM, Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th Ed., McGraw-Hill, New York, 2014
- Nagata, J.M., Vallengia, C.R., Smith, N.W., Barg, F.K., Guidera, M., Bream, K.D.W. 2011. Criticisms of chlorination: social determinants of drinking water beliefs and practices among the Tz’utujil Maya. *Rev Panam Salud Publica.* 29(1):9–16.
- Padilla Cámbara, T. A., Nancy García Álvarez, N. & Pérez Duarte, W. 2010. Caracterización físico-química y bacteriológica, en dos épocas del año, de la subcuenca del río Quiscab, Guatemala *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 19 (3): 43-46.
- Premazzi, G., Dalmiglio, A., Cardoso, A. C. & Chiaudani, G. 2003. Lake management in Italy: the implications of the Water Framework Directive. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 8: 41–59.
- Rejmánková E, Komárek J., Dix M., Komárková J., Giron N. 2011. Cyanobacterial blooms in Lake Atitlan, Guatemala. *Limnologica* 41: 296-302.



Sonzogni, W.C., G.P. Fitzgerald, and G.F. Lee. 1975. Effects of wastewater diversion on the lower Madison Lakes. *J. Water Pollut. Control Fed.* 47:535–542.

Verdonschot, P. F. M., Spears, B. M., Feld, C. K. et al. 2012. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiologia* 704: 453-474

Weiss, C.M., 1971. Water quality investigations in Guatemala. Lake Atitlán 1968-1970. University of North Carolina. 175pp.

WHO/UNICEF, Progress on Sanitation and Drinking-Water, 2013 Update, World Health Organization, Geneva, 2013