DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIÓN Y CALIDAD AMBIENTAL

INFORME "MONITOREO LIMNOLÓGICO 2020"

Noviembre, 2020

Fátima Reyes, Flor Barreno, Natanaél Xaminez, Domingo Ujpán y Yoselin Martínez

INTRODUCCION

Según el artículo 13 del Reglamento de la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago Atitlán y su Entorno -AMSCLAE- (Acuerdo Gubernativo 78-2012) el Departamento de Investigación y Calidad Ambiental -DICA-, es un órgano técnico operativo de la Subdirección Técnica, responsable de la investigación científica institucional, del monitoreo permanente del lago, los recursos hídricos de la cuenca y el clima, así como de la calidad ambiental en la cuenca mediante la evaluación permanente del impacto ambiental de las diversas acciones que en ésta se desarrollan y de fomentar la gestión integrada de riesgos. El departamento de investigación y calidad ambiental realiza el monitoreo permanente del lago y su calidad del agua con el objetivo de generar y brindar información técnica y científica necesaria para guiar los procesos de gestión del lago y su cuenca.

En Guatemala, así como en el mundo entero, la epidemia de COVID-19 ha llevado a tomar medidas preventivas dramáticas en muchos países, tales como programas de confinamiento en el hogar, medidas de higiene y distanciamiento social, prohibición de actividades al aire libre, restricción de actividades turísticas, entre otros.

Desde el 2013 se realiza un monitoreo sistemático de las condiciones físicas, químicas y biológicas del lago Atitlán. En el monitoreo limnológico se realizan varias mediciones fisicoquímicas y biológicas en cinco sitios de muestreo, con el fin de alcanzar una mejor comprensión del comportamiento del lago a lo largo de la columna de agua y a través del tiempo. Con los resultados se ha evidenciado que el ingreso de nutrientes provenientes de distintas fuentes y las variaciones climáticas, han deteriorado la calidad del agua (DICA, 2019). Esto se ha visto reflejado en la reducción de las concentraciones de oxígeno en el fondo del lago, florecimientos algales más frecuentes, reducción de la transparencia y presencia de coliformes y *E. coli* en todo el lago, sobre todo en zonas cercanas a centros urbanos.

OBJETIVOS

General

Generar información técnica y científica necesaria para guiar los procesos de gestión del lago y su cuenca.

Específicos

Evaluar en forma sistemática la calidad del agua del lago Atitlán, a través de un programa de monitoreo variables físicas, químicas y biológicas.

Ampliar la base de datos de calidad de agua con datos confiables que permitan analizar en el tiempo el estado del lago y sus tendencias.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El monitoreo de la calidad del agua del Lago de Atitlán se realizó en la segunda semana de cada mes en tres estaciones de muestreo (WG, WP y SA), las cuales corresponden a las definidas por el profesor Charles Weiss (1968) (Fig. 1). Los muestreos se realizan todos los meses del año y en coordinación con el personal del Centro de Estudios Atitlán de la Universidad del Valle de Guatemala (CEA-UVG). Durante los meses de confinamiento y con restricción de locomoción y horarios, se dio prioridad al muestreo del lago en la estación WG, esto debido al número de muestras y horas que se necesitan para la toma de muestras y procesamiento de las mismas, durante el día del monitoreo. Cuando las condiciones cambiaron se fueron incluyendo en el muestreo Santiago Atitlán (SA) y por último Panajachel (WP).

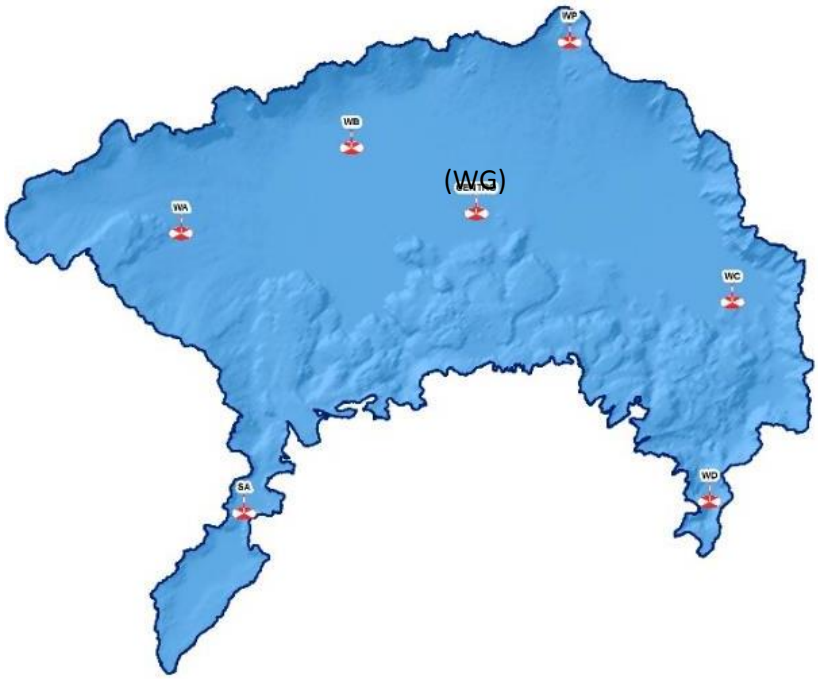


Figura 1. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo. (DICA/AMSCLAE, 2018).

Muestreo de parámetros físicos, químicos y microbiológicos

Las mediciones de los parámetros físicos *in situ* (oxígeno disuelto, saturación de oxígeno, temperatura, conductividad, turbidez, potencial de hidrógeno, ficocianinas y clorofila *a*) durante el 2020 se realizaron con la sonda multiparamétrica R Maestro del Centro de Estudios Atitlán (CEA-UVG), los años anteriores se realizaron con la sonda multiparamétrica Hydrolab DS5. Las mediciones *in situ* se realizan siguiendo los procedimientos operacionales estandarizados del POE - 3 "Parámetros *in situ*".

En cada estación se midió transparencia con el disco Secchi y se recolectaron muestras de agua con la botella tipo Van Dorn a distintas profundidades (0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 150, 200, 250 m y la profundidad máxima) para realizar análisis químicos (Fósforo Total (PT), Fosfatos (PO_4), Nitratos (NO_3) y Amonio (NH4)) y microbiológicos (Coliformes totales (Col. Tot.) y *Escherichia coli* (*E. coli)).* Los análisis de laboratorio se realizaron siguiendo los procedimientos operacionales estandarizados del POE - 2 "Recolección de muestras", POE - 5 "Lavado de cristalería", POE - 7 "Amonio", POE - 8 "Nitratos y Nitritos", POE - 9 "Ortofosfatos", POE - 10 "Fósforo Total", POE - 18 "Recolección y preservación de muestras para microbiología", POE - 16 "Análisis microbiológico de aguas: tubos múltiples", POE - 20 "Procedimiento de limpieza de autoclave".

Para los parámetros de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Sólidos Disueltos Totales (TDS), Turbidez (FAU), E. coli y Coliformes Totales las muestras de agua se tomaron en las profundidades de 0, 5, 10, 15, 20 y 30 m de profundidad. Esto debido a la capacidad del laboratorio en reactivos, cristalería y personal.

Las muestras fueron transportadas en hieleras a 4°C aproximadamente (APHA-AWWA-WPCF, 1992; WHO, 200). Los análisis de nutrientes se realizaron a 24°C, 48 hrs después de tomada la muestra. Las muestras colectadas para los análisis microbiológicos fueron procesadas inmediatamente al ingresar al laboratorio ya que no pueden ser almacenadas para su posterior análisis por más de 24 hrs.

Muestreo de Fitoplancton

Las muestras de fitoplancton recolectadas fueron integradas, es decir que se recolectaron desde la superficie hasta los 30m de profundidad. La recolección y el análisis de las muestras de fitoplancton se realizaron siguiendo los procedimientos operacionales estandarizados del POE - 2 "Recolección y preservación de muestras" y POE - 12 "Análisis de plancton". En los puntos de Santiago (SA), centro del lago (WG) y Panajachel (WP) se tomó una muestra de agua (~3.4 L) con una manguera de 30 m de largo. La recolecta de fitoplancton solo se realiza en los primeros metros de profundidad (zona fótica), ya que es en esta región donde se encuentra la mayor densidad de algas, debido a la disponibilidad de nutrientes, oxígeno y radiación fotosintéticamente activa (luz). Las muestras ya analizadas y procesadas fueron almacenadas en el laboratorio de la AMSCLAE como referencia.

Recolección de muestras de agua

Medición de parámetros *in situ*

Figura 2. Registro fotográfico del monitoreo limnológico

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Transparencia

La transparencia del agua es la capacidad de penetración de la radiación solar en un cuerpo de agua, profundidad que está determinada por la cantidad de materia, tanto suspendida como disuelta, presente en el agua. La medida de la transparencia de la columna de agua es importante para identificar las zonas óptimas para el desarrollo de la actividad fotosintética y por tanto de la vida acuática. En la figura 3 se observa la oscilación de la transparencia del lago Atitlán a través del tiempo, desde el estudio realizado por Weiss en los años 1968 y 1969. La transparencia del lago de Atitlán durante el año 2020 osciló entre los 3 y 7 m de profundidad. En el mes de junio se registraron los valores más bajos de transparencia, esto se podría deber al ingreso de sedimentos y materia orgánica de los dos principales ríos que descargan al lago, río San Francisco y Quiscab, o debido a la tormenta Amanda y Cristóbal que estuvo afectando en el país la última semana de mayo y la primera de junio.

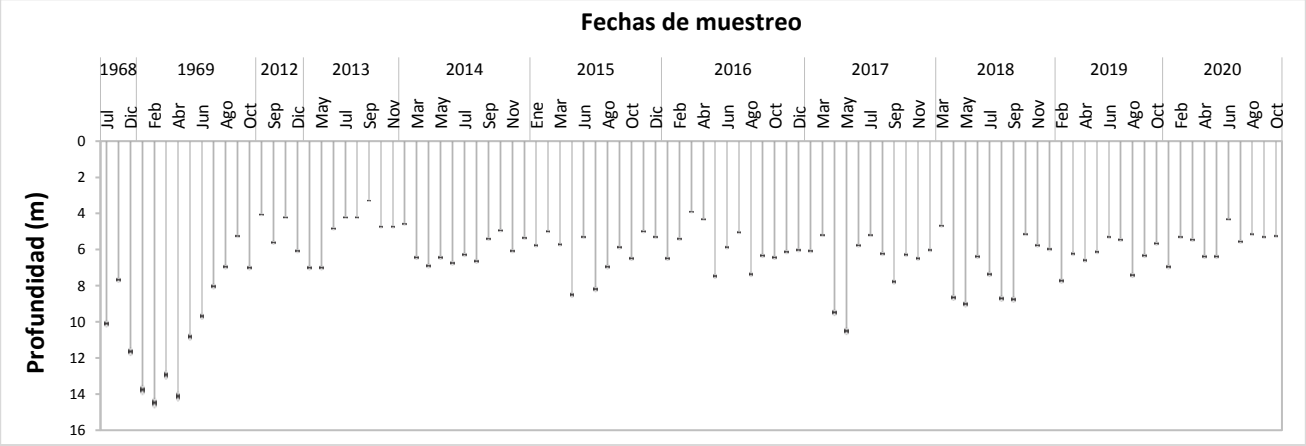


Figura 3. Valores promedio del registro histórico de transparencia (m) del lago (DICA/AMSCLAE, 2020).

Los cambios de la transparencia de todo el lago en los últimos años podría deberse al alto ingreso de sedimentos producto de las actividades antropogénicas y al aumento de la densidad y la productividad de las algas en la columna de agua (Löffler, 2004; Lampert & Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008; Reynolds, 2004a), estos sedimentos suspendidos en la columna de agua reducen la cantidad de luz que penetra a la columna de agua y por consiguiente la transparencia.

Temperatura

La temperatura en el lago nos permite comprender la estratificación térmica de la columna de agua, la cual se refiere al fenómeno cuando las aguas de la superficie se calientan y forman una capa que flota encima de las aguas más profundas y frías. Cuando la temperatura se iguala en ambas zonas desaparece con ella la estratificación, este fenómeno puede ser ocasionado por los vientos que enfrían la capa superficial (Roldán y Ramírez, 2008). En la figura 4, se observa la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de los valores de la temperatura desde el 2013 hasta el 2020 en el centro del lago. Los tonos rojos y anaranjados indican temperaturas altas del agua (24 - 25°C) y los tonos morados y azules temperaturas bajas (20 - 21°C).

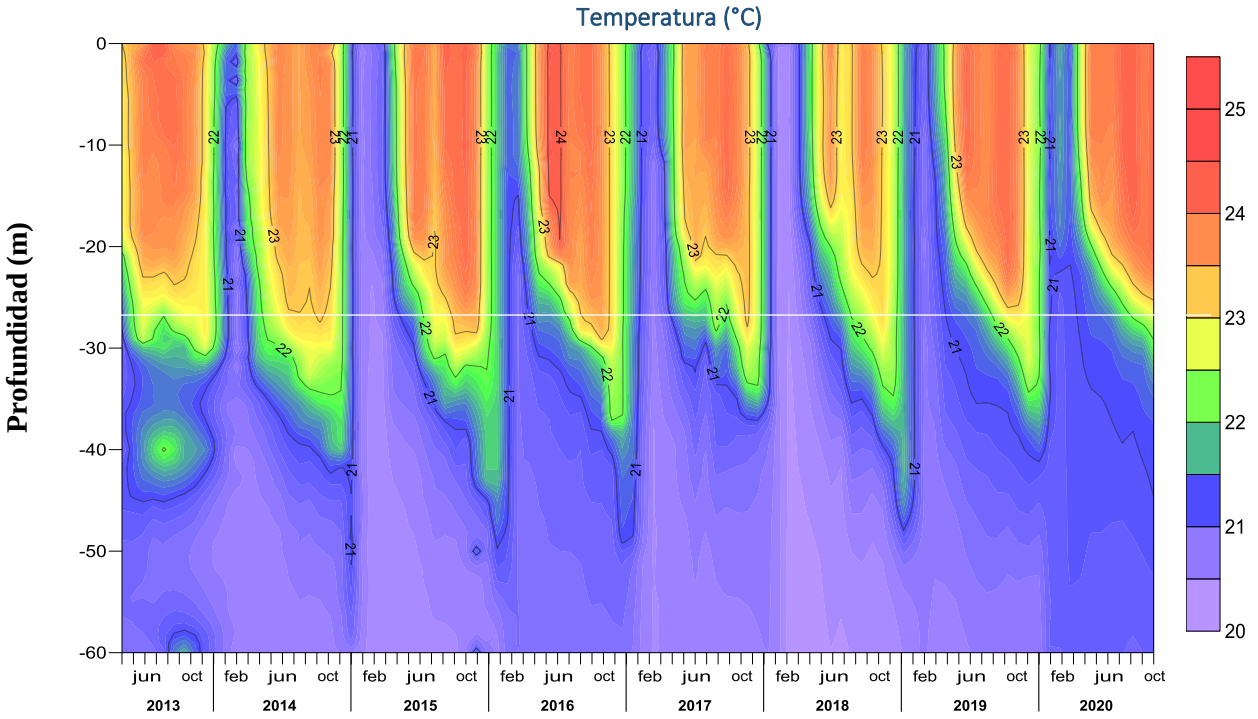


Figura 4. Variación espacial y temporal de la Temperatura (°C) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde abril del 2013 a octubre del 2020 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2020). La línea blanca indica la termoclina.

Al igual que en los años anteriores, durante los meses de frío (nov – feb) se observa una reducción de la temperatura superficial, en comparación a los meses calurosos (Fig. 4). La temperatura del epilimnion (capa superficial) (0 - 30m) en todos los sitios de muestreo oscilo entre los 22 y 24°C. Entre los 35 y 40 m de profundidad se observa la termoclina y por debajo de esa profundidad el hipolimnion, con una temperatura por debajo de los 21°C (capa profunda) (Fig. 4). La baja variación de la temperatura en aguas superficiales y profundas (±2°C) podría indicar que el calor logra distribuirse hacia las capas profundas del lago. Es probable que la acción del viento y otras fuerzas generadoras de turbulencia distribuyan el calor de la superficie a las capas profundas durante el día y la noche (Löffler, 2004; Reynolds, 2004b; Lampert & Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008).

Oxígeno Disuelto

Después de la temperatura, el oxígeno disuelto es uno de los factores más importantes que debe ser medido en el agua. En la figura 5, se observa la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de los valores del oxígeno disuelto desde el 2013 al 2020. Los tonos morados y azules indican altas concentraciones de oxígeno en el agua y los tonos rojos y anaranjados concentraciones bajas. Por lo tanto, la interpretación de la variación espacial y temporal de oxígeno disuelto muestra patrones de altas concentraciones de oxígeno en la superficie y bajas concentraciones en las capas profundas.

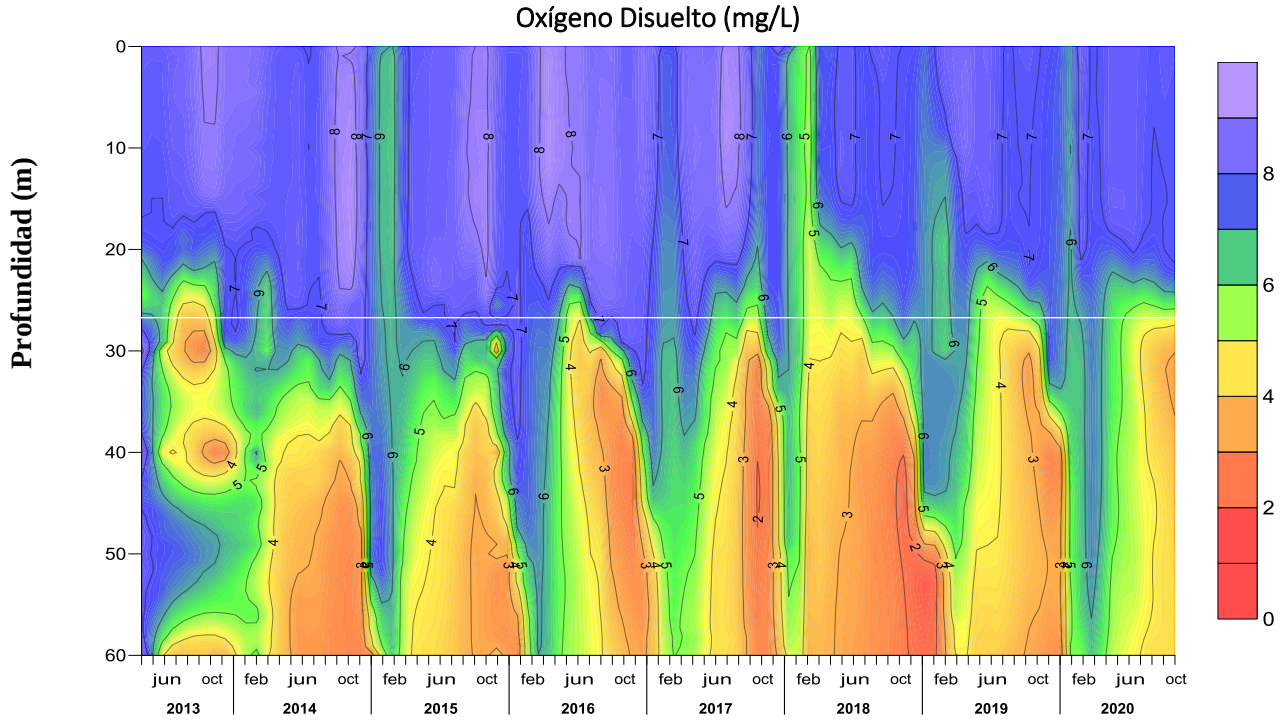
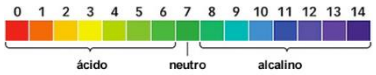


Figura 5. Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto (mg/L) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde abril del 2014 a octubre del 2020 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2020). La línea blanca indica la oxiclina.

Al igual que la temperatura, existe una estratificación del oxígeno disuelto en los primeros 30 m de profundidad. Durante el 2020, el oxígeno disuelto en la superficie osciló entre los 8 a 2 mg/L y por debajo de los 30 m de profundidad el oxígeno disminuyó a 5 o 2 mg/L, incluso a 0.08 mg/L en algunos sitios a profundidades mayores a 200. La capa superficial puede presentar concentraciones mayores de oxígeno debido a la acción del viento y otras fuerzas generadoras de turbulencia (Lampert & Sommer, 2007); así como por los procesos de fotosíntesis del fitoplancton y de las macrófitas, que se encuentran restringidas al epilimnion (González, 1988). Las capas profundas como no están en contacto directo con la atmosfera, no hay un intercambio directo de oxígeno, además, hay un mayor consumo del oxígeno disuelto por bacterias, debido a la degradación de la materia orgánica que ingresa al lago por la acción del viento o por las descargas de aguas residuales y los afluentes (Lampert & Sommer, 2007).

Potencial de Hidrógeno (pH)



El potencial de hidrógeno, pH, es el término que nos indica la concentración de iones hidrógeno y la acidez de una solución. El agua pura tiene un pH de 7, aguas con valores por arriba de siete son aguas alcalinas y por debajo son aguas ácidas. En la figura 6, se puede observar la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de los valores de pH desde el 2016 a la fecha. En general, el pH osciló entre 7 y 10 unidades, tanto en el centro del lago Atitlán como en el resto de los sitios de muestreo. Las diferencias de pH a lo largo de la columna de agua se deben a la actividad biológica (fotosíntesis y respiración) de las macrófitas, algas o bacterias. El pH del agua disminuye cuando el dióxido de carbono (CO_2) atmosférico se une con la capa superficial de agua (H_2O) forma una molécula ácida (ácido carbónico, H_2CO_3). No obstante, los organismos fotosintéticos (e.g. algas) durante el proceso de fotosíntesis, absorben el CO_2 disuelto, disminuyendo así las concentraciones de CO_2 en el lago y provocando un aumento del pH (Horne & Goldman, 1994; Pokorný & Květ, 2004; Lampert & Sommer, 2007; Roldán y Ramírez, 2008).

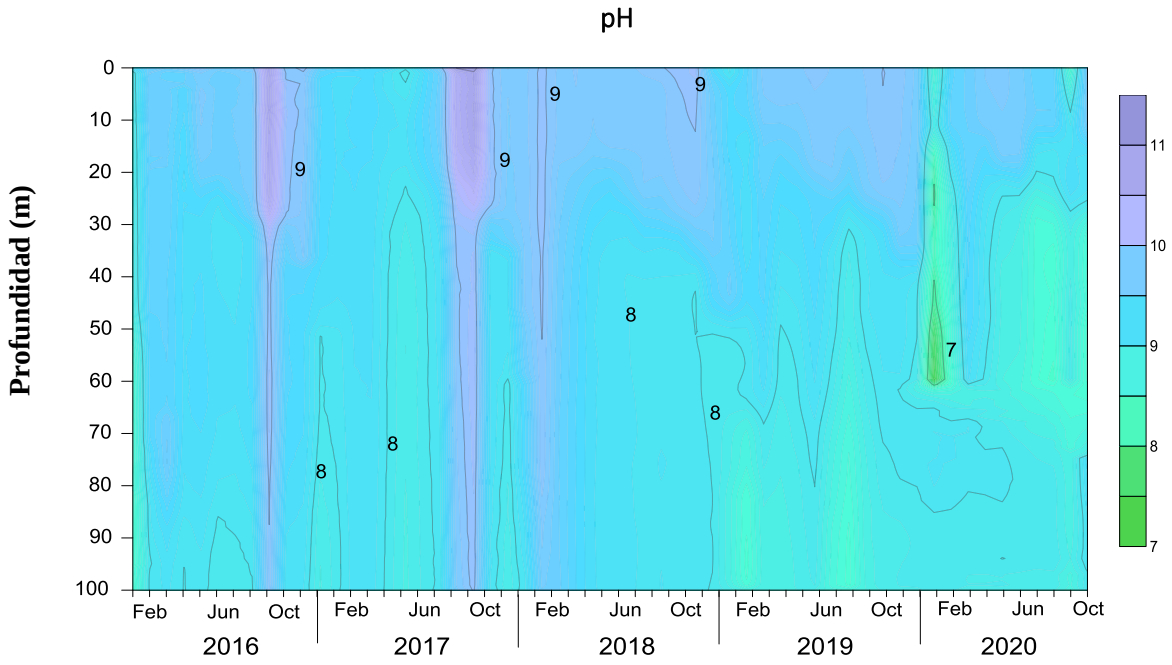


Figura 6. Variación espacial y temporal de pH en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán, 2016 - 2020 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2020).

Clorofila α (µg/L) y Ficocianina (cel/ml)

La clorofila α es un pigmento de color verde que se encuentra en todos aquellos organismos que contienen cloroplastos en sus células, lo que incluye a las plantas y a diversas algas. La ficocianina es un pigmento ficobilínico azul presente en algas verdeazules (cianobacterias) (Roldán y Ramírez, 2008). Por lo tanto, ambos pigmentos son indicadores de las densidades de algas en el ensamble de fitoplancton y de cianobacterias.

En la figura 7 y 8, se puede observar la variación espacial (profundidad) y temporal (meses) de la clorofila α y ficocianinas en el centro del lago Atitlán, respectivamente. La coloración verde y morado fuerte indica altas concentraciones de clorofila α y ficocianinas en la columna de agua y las coloraciones verde claro o lila concentraciones bajas. En ambas figuras, la mayor concentración se distribuye en la superficie, en los primeros 30 m de profundidad que es donde ocurren los procesos de fotosíntesis y hay penetración de luz. La clorofila α en los últimos cinco años ha oscilado entre 2 y 8 µg/L, registrando los valores más altos en los meses de febrero, excepto en el 2018 que también registró valores altos en octubre y en el 2020 en julio.

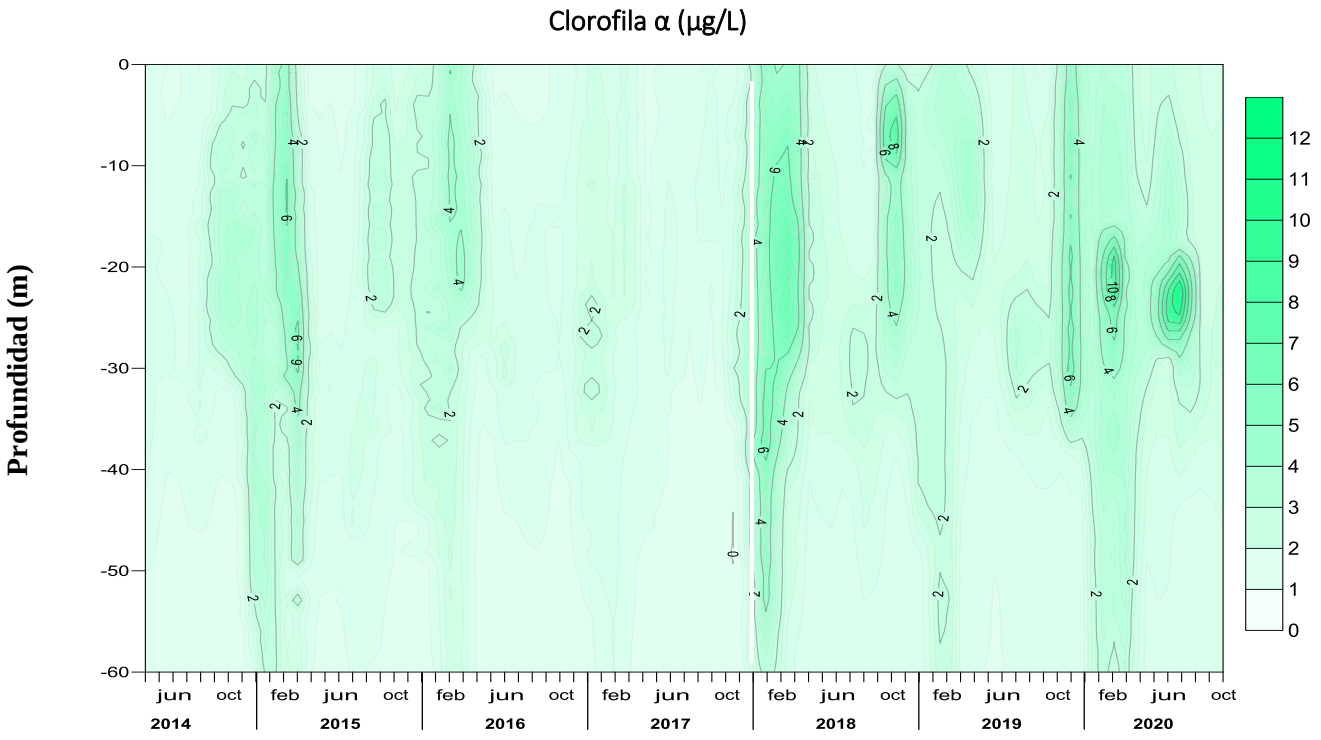


Figura 7. Variación espacial y temporal de Clorofila - α en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán desde el 2014 al 2020 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2020).

En la figura 7, la línea blanca indica que los datos, a partil del 2018 fueron tomados con la sonda multiparamétrica R Maestro del CEA-UVG y del 2014 al 2017 con la sonda multiparamétrica Hydrolab DS5 de AMSCLAE.

Los valores de ficocianina (células de cianobacterias por litro) en la capa superficial del lago Atitlán en los años 2018 y 2020 oscilaron entre 200 y 400 cel. /L. Los valores máximos corresponden a los meses de octubre del 2018 a enero 2019, los cuales están asociados al florecimiento que hubo en octubre del 2018.

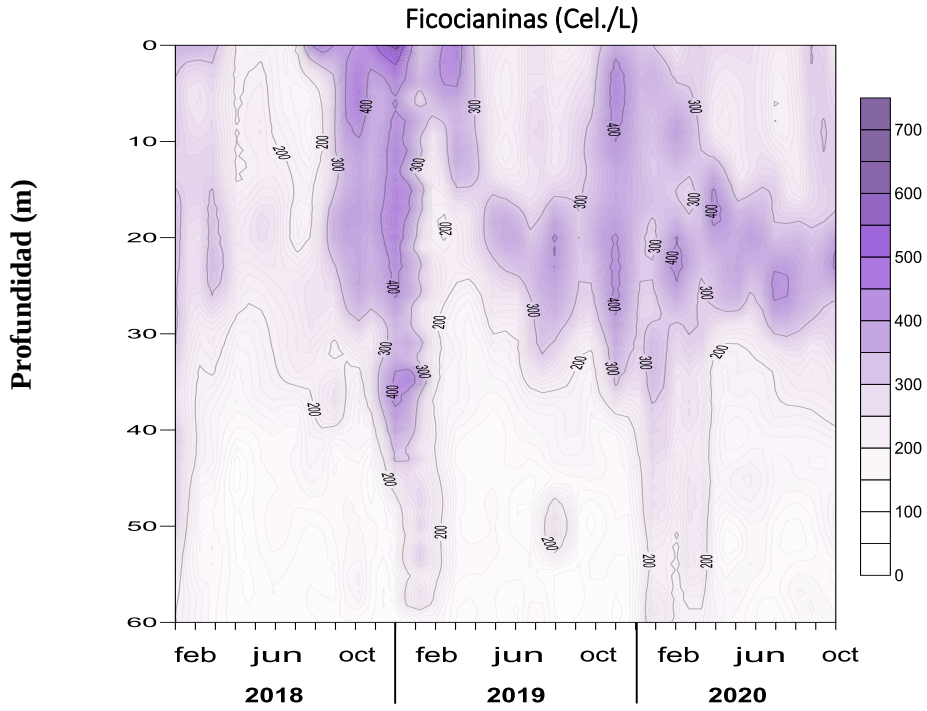


Figura 8. Variación espacial y temporal de Ficocianinas (Cel./L) en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán, 2018 - 2020 (CEA-UVG/DICA-AMSCLAE, 2020).

Al comparar y analizar ambas figuras, se puede inferir que no todos los valores altos de clorofila α corresponden a florecimientos de cianobacterias. Sino que pueden ser florecimientos de algas de otros grupos de fitoplancton, tal como diatomeas o algas pardas, las cuales en algunos meses del año sus densidades en los conteos son bastante elevadas (Ver apartado de fitoplancton). En ambas figuras se observa que las mayores concentraciones se registran entre los 0 y 30 m de profundidad, esto debido a que en esa zona hay una mayor disponibilidad de luz para realizar la fotosíntesis, por debajo de esa profundidad la intensidad de la radiación fotosintéticamente activa decae.

Fitoplancton

Diversidad

Durante el 2020, se registraron 20 géneros de fitoplancton, distribuidos en cinco clases: Bacillariophyceae (diatomeas), Charophyceae (algas pardas o quebradizas), Chlorophyceae (algas verdes), Cyanophyceae (cianobacterias) y Dinophyceae (dinoflagelados). Las algas verdes fueron las más diversas con un total de siete géneros, seguidas de las diatomeas y cianobacterias con seis géneros. Las algas quebradizas y los dinoflagelados fueron los menos diversos, con dos y un género cada clase.

Abundancia relativa

Las diatomeas han dominado el ensamble de fitoplancton en el tiempo (2017-2020) (Fig. 9), excepto de mayo a junio del 2020 donde dominaron las algas pardas. Aunque la dominancia de diatomeas es generalizada, durante los años 2017- 2020 existen importantes cambios en el comportamiento de algunos grupos de algas, tales como Charophyceae (*Mougeotia sp)* y Cyanophyceae (*Aphanizomenon* y *Limnoraphis)*.

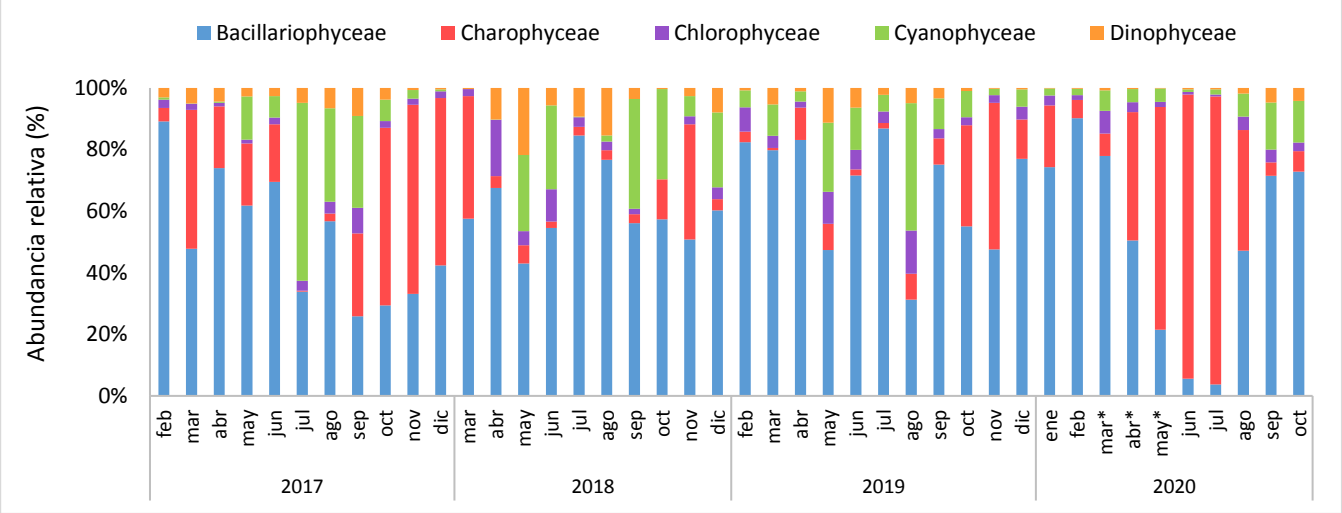


Figura 9. Dinámica del fitoplancton durante los años 2017 - 2020 (DICA/AMSCLAE, 2020).

El ensamble de fitoplancton en todos los sitios de muestreo, fue dominado por diatomeas (Fig. 10). En general, los géneros *Aulacoseira sp., Fragilaria sp.* y *Mougeotia sp.* presentaron las mayores abundancias. De las algas verdes, la más abundante fue *Staurastrum sp.* y de cianobacterias *Limnoraphis sp.* y *Aphanizomenon sp.*

Mougeotia presenta ciertas adaptaciones fisiológicas que le permiten desarrollarse en un amplio rango de condiciones ambientales, que incluyen diferentes rangos de radiación solar, pH y concentraciones de metales pesados (Bellinger & Sigee, 2010). El incremento de cianobacterias puede estar asociado al aumento de nutrientes por efecto de las lluvias y al aumento de temperatura debido a la canícula (Fig. 13, Anexo 1). Las algas verdes y los dinoflagelados, presentaron un comportamiento sin mayores cambios a lo largo de los años.

Densidad

La densidad del fitoplancton (Org./L) en cada sitio de muestreo ha sido bastante dinámico en los últimos tres años (Fig. 10). En general, las densidades de las algas en el lago Atitlán son bajas (< 20,000 Org./L), no obstante, en algunos meses el número de algas por muestra incrementa (ej. diciembre a marzo) y/o las densidades son mayores en algunos sitios de muestreo (ej. Santiago Atitlán). Estos cambios pueden estar asociados a las condiciones climáticas y a la disponibilidad de nutrientes en el agua (Fig. 13, Anexo 1). Esto podría explicar porque en algunos meses del año la transparencia del agua disminuye (Fig. 2 y 3) y cambia el color del lago a un color verde-azul.

La alta presencia de diatomeas puede estar asociada a que estos organismos prefieren aguas frías y con presencia de viento (Ochaeta, 2014); el lago Atitlán presenta en sus primeros 30 metros, una temperatura promedio de 21.8 °C (DICA/AMSCLAE, 2018) y está fuertemente influenciado por viento tanto norte como sur. Las algas verdes están asociadas a altas concentraciones de nutrientes y aguas más cálidas (Ochaeta, 2014); mientras que las cianobacterias además de estas dos condiciones, se ve favorecida por un aumento de la radiación solar y por la presencia de poco viento (Ochaeta, 2014; Bellinger & Sigee, 2010; Janse *et.al.,* 2006).

Densidad de cianobacterias

En la figura 11, se puede observar el comportamiento de las cianobacterias en los últimos cinco años. Los datos corresponden a los conteos realizados mensualmente en los sitios de muestreo de Santiago Atitlán, Centro del lago Atitlán y Panajachel, no incluye los conteos de muestreos del monitoreo de florecimiento de cianobacterias. En el 2019 y 2020, las densidades promedio de cianobacterias fueron relativamente más bajas que los años anteriores.

Florecimientos

Existe una serie de factores que influyen en el crecimiento excesivo de las cianobacterias, que puede llegar a provocar un florecimiento, entre los que podemos mencionar: la disponibilidad de luz, capacidad de absorción de nitrógeno, distribución de las cianobacterias en la zona fótica, la temperatura del agua, la disponibilidad de nutrientes y las pérdidas por transporte y depredación (UNESCO, 2009). En la figura 12, se observan los resultados de los conteos realizados durante el monitoreo de florecimientos de cianobacterias. En el 2017 hubo florecimiento en julio, en el 2018 a finales de septiembre y en el 2019, un solo evento en agosto. Durante el 2020, no se registraron eventos de florecimiento. Se considera que existe un florecimiento de cianobacterias cuando el número de células por litro (cel/L) es mayor a los dos millones (2,000.000 cel/L). Por debajo de este valor no se declara una alerta de florecimiento, sin embargo, se mantiene activo el monitoreo, debido a las altas densidades de cianobacterias en el lago Atitlán.

Es importante que se cuente con un sistema de precaución y mitigación para los florecimientos de cianobacterias, principalmente, porque uno de los riesgos más grandes asociados a estos fenómenos, es la producción de cianotoxinas. Las cianotoxinas son metabolitos secundarios que pueden ser tóxicos para animales, afectando la biota acuática y la terrestre, incluyendo a los seres humanos (UNESCO, 2009). Esto cobra una gran importancia en el lago Atitlán, ya que tres municipios al sur de la cuenca (Santiago Atitlán y San Lucas Tolimán) utilizan agua del lago para la población, a través del sistema de abastecimiento de agua municipal.

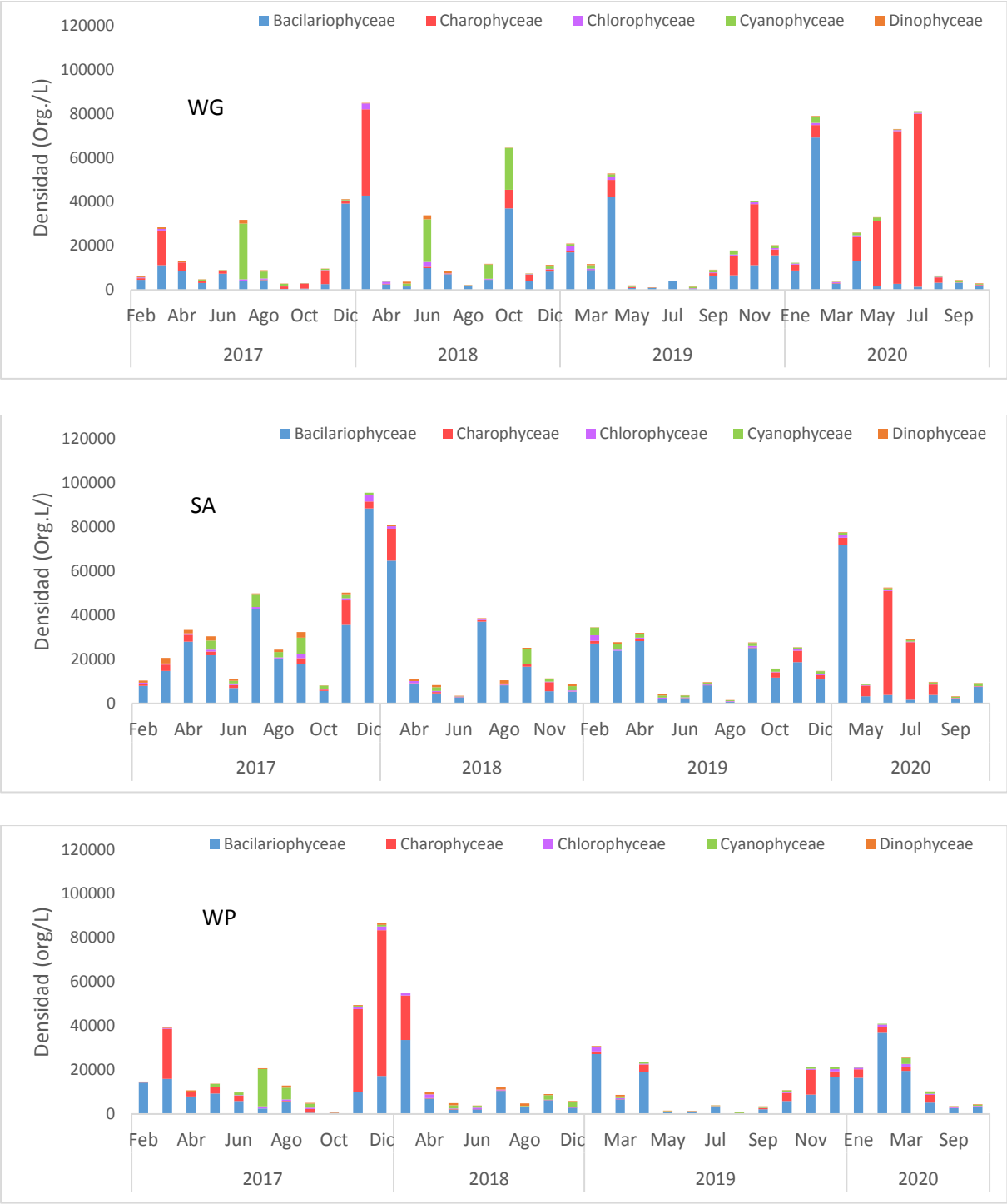


Figura 10. Dinámica del fitoplancton (Org/L) de 2017 a 2020 (DICA/AMSCLAE, 2020).

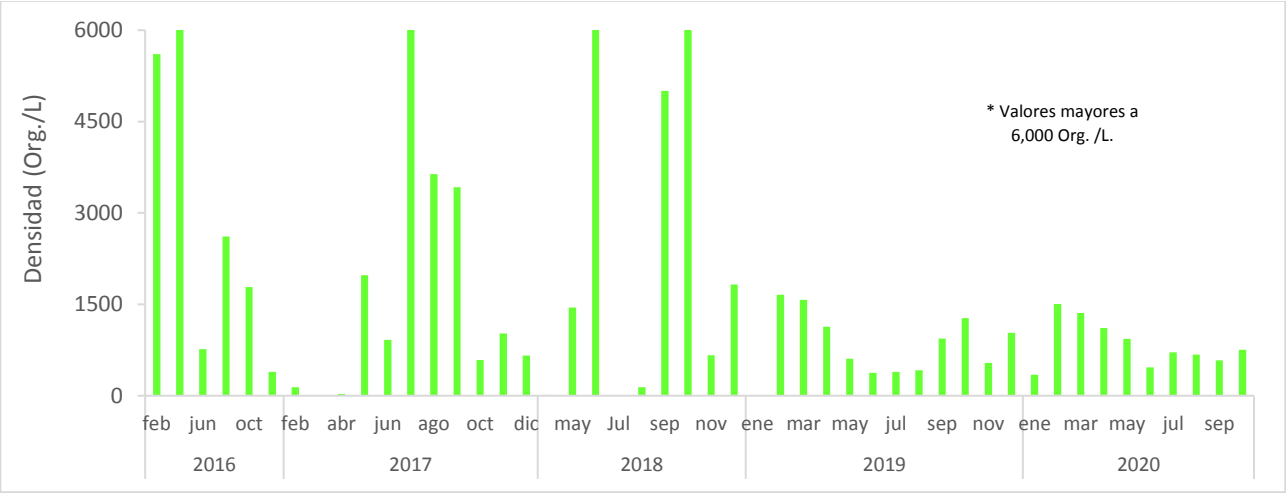


Figura 11. Densidad promedio (Org./L) de cianobacterias en el lago Atitlán. (DICA/AMSCLAE, 2020).

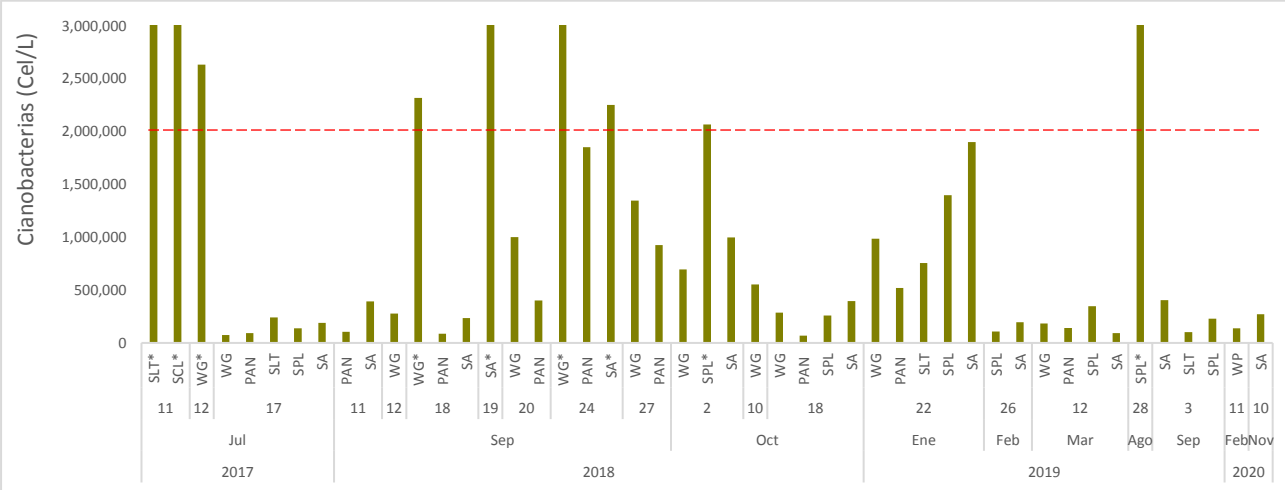


Figura 12. Eventos de florecimientos registrados en el lago Atitlán durante el 2017 al 2020. La línea roja indica el límite para considerar un florecimiento de cianobacterias (2,000,000 cel/L). San Lucas Tolimán (SLT), Santa Cruz la Laguna (SCL), Centro del lago (WG), Panajachel (PAN), San Pedro La Laguna (SPL), Santiago Atitlán (SA). (DICA/AMSCLAE, 2020). * Valores mayores a tres millones.

Nutrientes

El fósforo se encuentra en el agua en dos formas principales, ortofosfatos y polifosfatos, los cuales puede ser absorbidos por las plantas acuáticas y el fitoplancton. Los fosfatos son muy reactivos e interactúan con muchos cationes para formar compuestos insolubles que precipitan (*e.g.* hierro). El nitrógeno puede ser utilizado por algas y plantas en tres formas: nitratos (NO_3), ion amonio (NH_4) y nitrógeno molecular (N_2). Las dos primeras es la forma como la toman la mayoría de las plantas y algas; la tercera es propia de los procariontes (bacterias y cianobacterias) (Roldán y Ramírez, 2008).

En la figura 13, se observa el comportamiento de las concentraciones de fosfatos, amonio, nitratos y fósforo total durante el 2019 y 2020. En la superficie (0 – 30 m) las concentraciones fueron menores a 0.02 mg/L, en comparación a la zona profunda, donde incrementa las concentraciones para todos los parámetros (0.03 a 0.25 mg/L). La baja concentración de fosfatos y nitratos en la capa superficial podría deberse a que en esta zona hay una mayor absorción de fosforo, debido a la productividad primaria de las algas.

Los ortofosfatos son menos móviles que otros nutrientes y precipitan más rápido cuando se combina con otros cationes (Ca^{2+}, Fe^{3+}, Al^{3+}), formando productos altamente insolubles (Lampert & Sommer, 2007) y más pesados. Por lo tanto, a partir de los 60 m de profundidad las concentraciones de fosfatos incrementan debido a que a esas profundidades no hay productividad primaria y los fosfatos se acumulan en el fondo. En la capa superficial del lago puede ocurrir fijación de nitrógeno por algunas algas y excreción de amonio, no obstante, al igual que el fósforo y debido al peso de las moléculas, estás tienden a sedimentar en las zonas profundas, incrementando su concentración (Fig. 13). Las concentraciones de fósforo total en la columna de agua fueron relativamente homogéneas, excepto en el mes de agosto 2020, que hubo un leve incremento en la capa superficial. Valores altos de amonio en la superficie podrían indicar contaminación fecal reciente y probablemente este asociado a la temporada lluviosa y al arrastre de la escorrentía superficial.

Demanda Bioquímica Oxígeno (DBO) (mg/L)

La DBO es una forma de medir la cantidad de materia orgánica presente en el agua. Si la cantidad de materia orgánica es alta, mayor será el consumo de oxígeno disuelto y por ende la concentración de DBO. En la figura 14, se observa que en la mayoría de los puntos de muestreo las concentraciones de DBO fueron similares entre sí.

La degradación de toda la materia orgánica que ingresa al lago por escorrentía superficial y por los ríos ocasiona que aumente la DBO considerablemente, esto se puede observar principalmente en los meses de la temporada lluviosa.

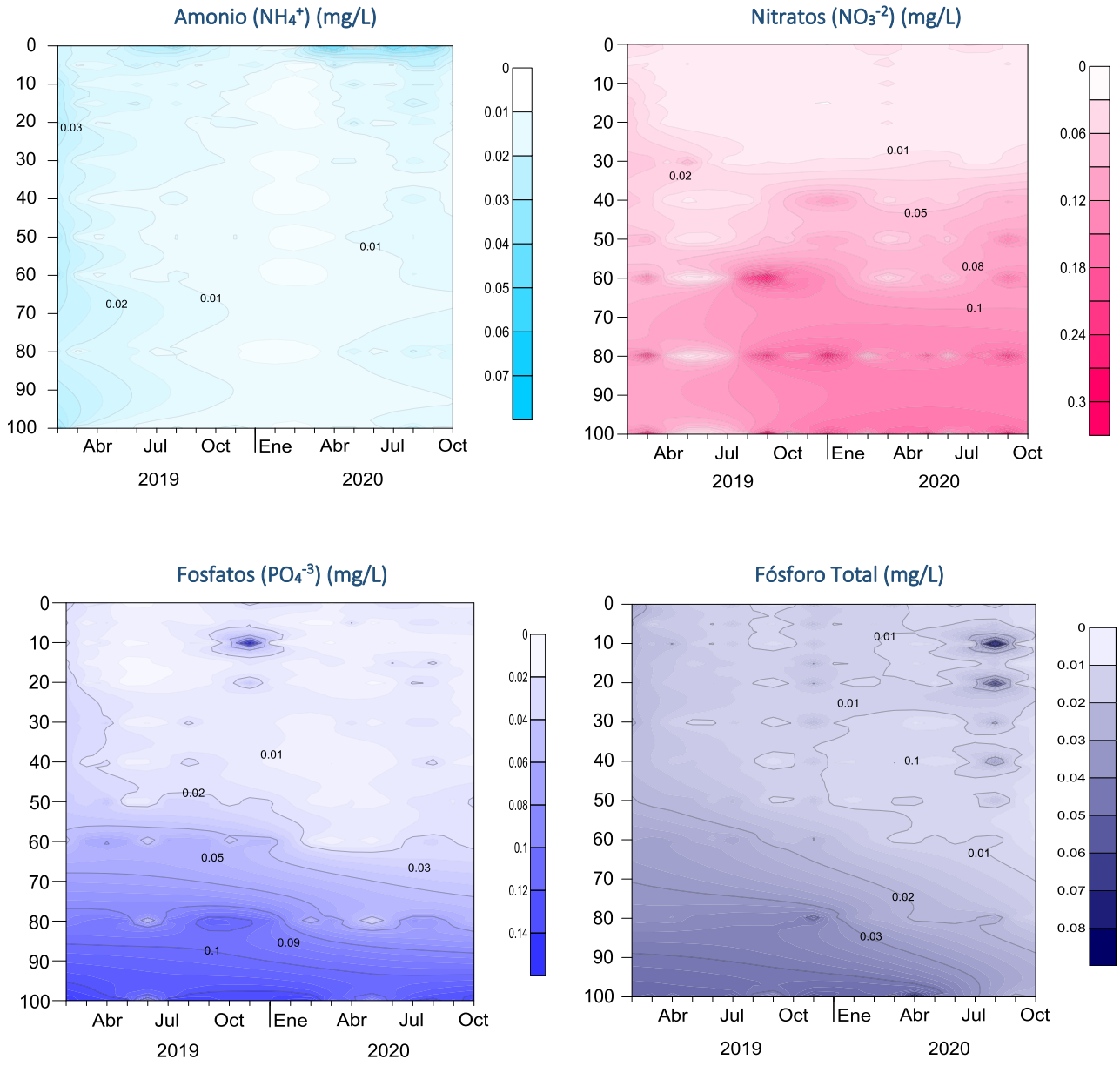


Figura 13. Variación espacial y temporal de nutrientes en el sitio de muestreo WG (centro) del lago Atitlán durante el 2020 (DICA/AMSCLAE, 2020).

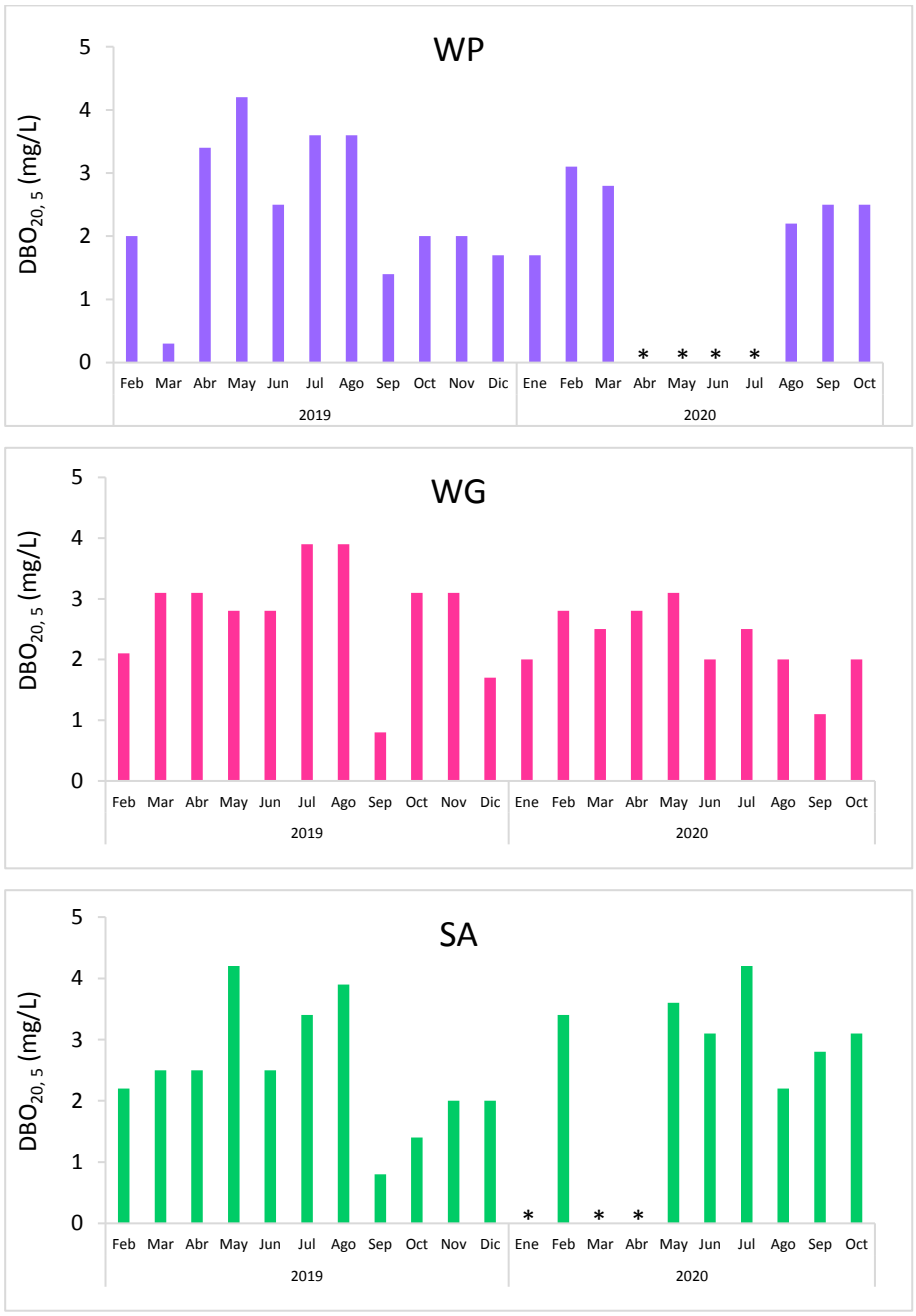


Figura 14. Valores de demanda bioquímica de oxígeno superficial (0-30 m) de los puntos de muestreo de Panajachel (WP) centro del lago (WG) y Santiago Atitlán (SA) durante el 2020 (DICA/AMSCLAE, 2020). No data (*)

Coliformes totales y *E. coli*

Los coliformes son indicadores de polución de origen fecal, como resultado de una contaminación reciente por heces humanas o animales. Los coliformes totales y *E. coli,* comparando los tres sitios de muestreo, fueron más altos en Panajachel, y durante la temporada lluviosa (Fig. 15). Algunos de los factores que pueden estar ocasionando contaminación fecal en el lago Atitlán son: escorrentía pluvial, descarga de aguas residuales, y contaminación de las aguas subterráneas por aguas residuales.

La escorrentía pluvial que fluye por toda la cuenca del lago Atitlán, recoge y transporta suelo erosionado, excretas, pesticidas, fertilizantes, grasas, aceites y otros agentes contaminantes, hasta llegar a un punto de descarga en el lago Atitlán. Todo lo anterior ocurre actualmente en los principales ríos tributarios de la cuenca del lago Atitlán (*e.i.,* Río San Francisco, Quiscab, La Catarata, Tzununá y San Buenaventura). Debido a la escorrentía pluvial contaminada, todos los ríos que ingresan al lago Atitlán están altamente cargados de nutrientes, sustancias tóxicas, bacterias y otros patógenos (*E. coli* y coliformes) y sedimentos, ocasionando la degradación de la calidad del agua del lago Atitlán.

La descarga de aguas residuales con nulo o deficiente tratamiento desde los cascos urbanos o rurales se considera una de las principales causas que contaminan el lago Atitlán. Este tipo de contaminación no solo afecta a la flora y fauna del lago, sino que modifica la calidad del agua que es utilizada para uso recreacional o para consumo humano por las municipalidades de San Lucas Tolimán, Santiago Atitlán y San Pedro La Laguna.

Por otra parte, el mal manejo de las aguas residuales urbanas y rurales generan altas tasas de contaminación a través de la infiltración a los acuíferos subyacentes, contaminando los acuíferos que se utilicen para el abastecimiento de agua potable, incluso pueden conllevar a la contaminación del agua del lago Atitlán (Escobar López & Rodríguez Juárez, 2017). La recarga de aguas residuales ocurre en áreas urbanas sin sistema de alcantarillado, debido a la presencia de instalaciones de saneamiento *in situ (*fosas sépticas y letrinas) cuya descarga directa al subsuelo constituye una fuente difusa de contaminación continua al manto freático. Ya que el agua del lago y la subterránea se utiliza a menudo para el abastecimiento de agua para consumo humano, el peligro de contaminar los acuíferos es asunto delicado. Por lo tanto, existe la necesidad urgente de controlar este tipo de contaminación para garantizar la disponibilidad, cantidad y calidad de los recursos hídricos dentro de la cuenca del lago Atitlán.

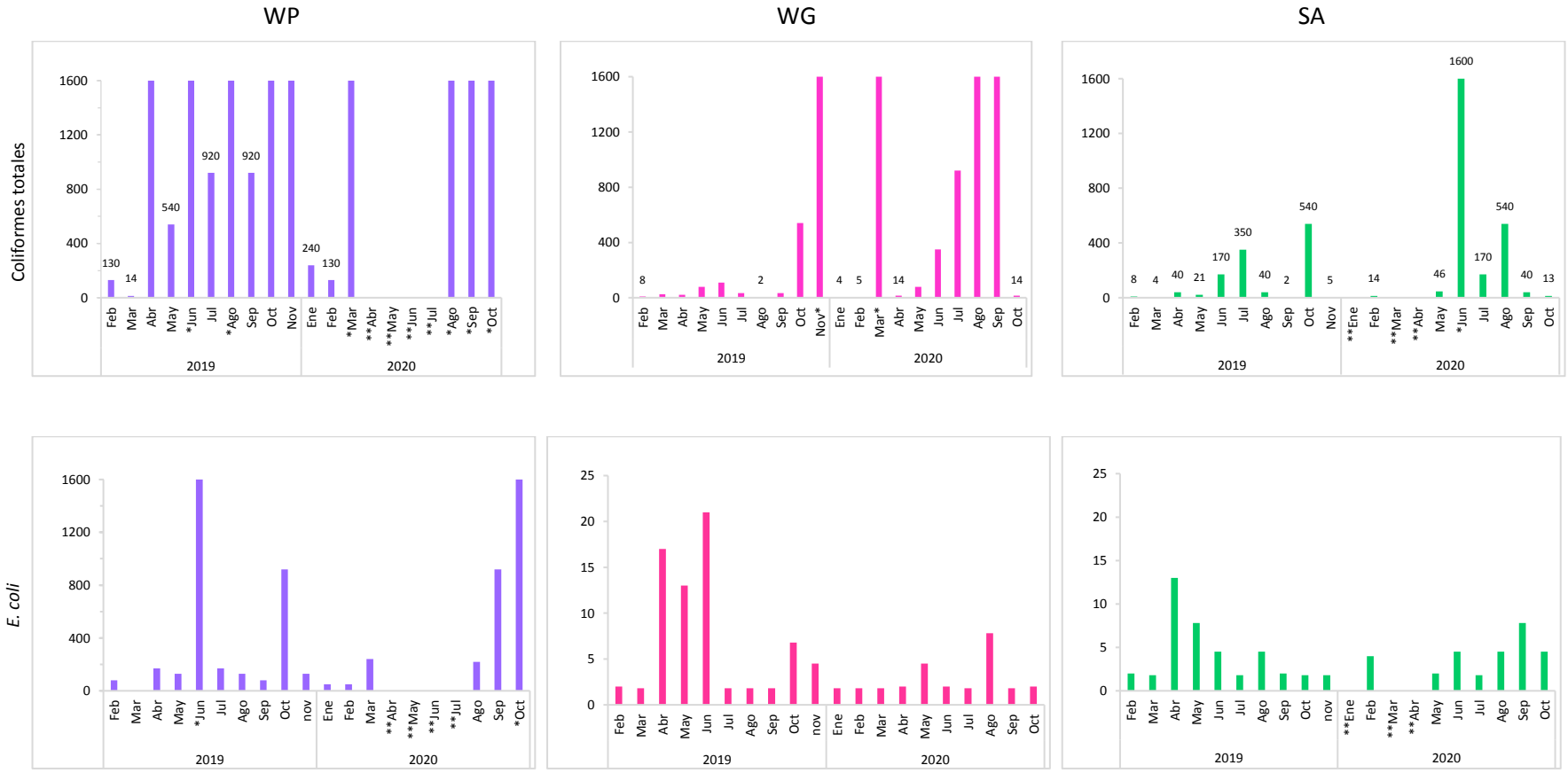


Figura 15. Variación temporal y espacial de coliformes totales (NMP/100 ml) (arriba) y *Escherichia coli* (NMP/100 ml) (abajo) durante el 2020 (DICA/AMSCLAE, 2020). No data (**), Valores >1600 (*).

CONCLUSIONES

En los últimos años la transparencia del agua, la cantidad de oxígeno disuelto en la superficie y en las zonas profundas y la calidad del agua fisicoquímica y microbiológica ha sido muy cambiante. Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en las zonas profundas, se debe al agotamiento del oxígeno en el agua y está asociado a que son áreas con un limitado intercambio de agua y a procesos de eutrofización. La eutrofización puede estar relacionada con el ingreso continuo de sedimentos, materia orgánica, agroquímicos y aguas residuales al lago Atitlán. Estas actividades ponen en alto riesgo la calidad del agua tanto para la población humana como para las comunidades acuáticas, ya que hay muchas actividades económicas, sociales, culturales entre otras, que dependen directamente del recurso acuático.

Las concentraciones de nutrientes en el lago Atitlán son relativamente bajas (< 0.26 mg/L), sin embargo, son suficientes para provocar florecimientos de algas, y peor aún de cianobacterias. Los valores de fosfatos son mayores que nitratos, lo que sitúa al nitrógeno como el elemento limitante, en especial en la superficie. El bajo contenido de nutrientes en la superficie indica que el estrato biológicamente activo se sitúa en los primeros 30 m de profundidad, lo cual es respaldado con los perfiles de clorofila *a* y ficocianinas. Las aguas más profundas, son aguas con una composición química y física distinta al resto de la columna de agua, debido a la poca actividad fotosintética y mezcla con la capa superficial.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en cuerpos de agua no contaminada debe ser menor a 2 mg/L o al menos no debe ser mayor a 5 mg/L, cuando el agua se destina al consumo humano. El lago Atitlán presentó valores de DBO que oscilaron entre los 2 y 4 mg/L. Los valores bajos se registraron durante la temporada seca e incrementaron durante la temporada lluviosa, esto evidencia el impacto que genera la escorrentía pluvial y el arrastre de materia orgánica en la calidad del agua del lago Atitlán.

La concentración de clorofila *a* y ficocianinas presenta pocos cambios en la superficie. Los valores más altos de clorofila *a* (> 5 µg/L) y ficocianinas (500 cel./L) se dan en fechas próximas a eventos de florecimientos de cianobacterias y otros grupos algales (e.i., diatomeas +20 000 Org./L). Existen muchos factores que inciden en la dinámica de la comunidad fitoplanctónica, no obstante, la combinación de varios factores, tales como la disponibilidad de nutrientes, la temperatura y radiación solar, pueden explicar las variaciones de las densidades de fitoplancton en el lago Atitlán (2042 ± 9057 Org./L). Con relación a la comunidad fitoplanctónica, los grupos taxonómicos que hay en el lago Atitlán son cianobacterias, clorofíceas, diatomeas, dinoflagelados y carofíceas, siendo las diatomeas las que dominan la comunidad. Eventualmente, otros grupos algales dominan el ensamble de fitoplancton, como el caso de *Mougeotia* (13 176 ± 22 719) este año durante los meses de mayo, junio y julio. En lagos profundos, el fitoplancton constituye el elemento más importante e inicial de la red trófica, que da soporte al resto de comunidades del medio lacustre tales como el zooplancton, el macroinvertebrados, zoobentos, los peces, las aves acuáticas y otros microorganismos heterotróficos.

La abundancia de cianobacterias durante el 2020 fue baja (284 ± 112 Org./L) en relación a años anteriores. No obstante, se registraron densidades altas de cianobacterias en el lago Atitlán en febrero (428 389 cel/L) y octubre (437 613 cel./L). Las cianobacterias son organismos procariotas fotosintéticos con un alto potencial para fijar nitrógeno atmosférico *(e.g., Dolichospermum*) que, cuando las condiciones son favorables, pueden incrementar masivamente en el número de células ocasionando cambios en la calidad del agua y efectos negativos sobre la salud humana, debido a la producción de toxinas.

Es importante continuar con los proyectos de saneamiento ambiental, educación ambiental y agroforestales para poder reducir el impacto que tienen estas actividades sobre el lago de Atitlán, principalmente las que puedan afectar la salud de la población. Asimismo, es importante continuar con el programa de monitoreo de forma constante en tiempo y espacio, para tener datos que nos permita comprender el comportamiento del ecosistema del lago Atitlán en el futuro, con el fin de poder tomar o establecer mejores criterios en la toma de decisiones sobre la conservación y manejo de los recursos acuáticos en Guatemala.

La ejecución de un plan de manejo integrado de la cuenca del lago Atitlán, que sea participativo y multidisciplinario, fortalecerá las líneas estratégicas en las cuales la AMSCLAE enfoca sus acciones y así garantizar la preservación, conservación y resguardo del lago Atitlán, a través de la buena gestión y manejo de las aguas residuales, residuos y desechos sólidos, suelos, bosques, agua y otros factores en materia de ambiente.

REFERENCIAS CONSULTADAS

APHA-AWWA-WPCF (1992) Métodos Normalizados, para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S.A. España.

Bellinger, E. y Sigee, D. (2010). Freshwater algae: identification and use as bioindicators. Ltd. Chippenham, Wilts: Gran Bretaña. 285 p.

Colon-Gaud, JC., W.E. Kelso & D.A. Rutherford. 2004. Spatial Distribution of Macroinvertebrates Inhabiting Hydrilla and Coontail Beds in the Atchafalaya Basin, Louisiana. Journal of Aquatic Plant Management 42: 85-91

DICA. 2018. Informe de monitoreo limnológico, 2017. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá. 21 pp.

DICA/Clima. 2018. Informe anual de monitoreo climático, 2018. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá.

DICA/Caudales. 2018. Informe anual de monitoreo de caudales, 2018. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá.

DICA/Ríos. 2018. Informe de calidad de agua de ríos de la cuenca del lago de Atitlán, 2018. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá.

DICA/Ptars. 2018. Informe de muestreo de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Ptars) de la cuenca del lago de Atitlán, 2018. Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno. Panajachel, Sololá.

Escobar López, H., & Rodríguez Juárez, E. 2017. Calidad de las aguas subterráneas en el municipio de San Pedro la Laguna y sus efectos sobre el cuerpo de agua del lago de Atitlán. Tesis Facultad de Ingeniería, Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos: Universidad de San Carlos de Guatemala. 218 p.

González, A. (1988). *El plancton de las aguas continentales.* Washington D.C.: Secretaría General de la Organización Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.

Horne, A. & C. Goldman. 1994. Limnology. McGraw-Hill, Inc., EEUU. 575 pp.

Janse van Vuuren S., Taylor, J., Gerber, A., & van Ginkel, C. (2006). Easy identification of the most common freshwater algae. A guide for the identification of microscopic algae in South African freshwaters. ISBN 0-621-35471-6.

Lamper, W. & U. Sommer. 2007. Limnoecology. Oxford University Press, Oxford, Great Britain. 335pp.

Löffler, H. 2004. The origin of lake basins, p. 8- 60. In P.E. O'Sullivan & C. S. Reynolds (Eds.). The lakes handbook. Blackwell Science Ltd., Cornwall, United Kingdom.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., y Berg, M. B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America. United States: Kendall/Hunt Publishing Company.

Meza, A. M., Rubio, J., Dias, L., & Walteros, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. Caldasia, 34 (2): 443-456.

Ochaeta Constanza, G. (2014). Análisis temporal y espacial de la comunidad de fitoplancton en los puntos Panajachel, Centro Weiss y Santiago en el Lago Atitlán, Sololá, Guatemala, durante el año 2013. Tesis Biol. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia: Universidad de San Carlos de Guatemala. 78 p.

Pokorný, J. & J. Květ. Aquatic plants and lake ecosystems, p. 309 – 340. *In* P.E. O'Sullivan & C. S. Reynolds (Eds.). The lakes handbook. Blackwell Science Ltd., Cornwall, United Kingdom.

Posey, M.H., C. Wigand, & J.C. Stevenson. 1993. Effects of an Introduced Aquatic Plant, *Hydrilla verticillata*, on Benthic Communities in the Upper Chesapeake Bay. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 37 (5): 539-555.

Reynolds, C. 2004a. Lakes, limnology and limnetic ecology: towards a new synthesis, p. 1 – 7. *In* P.E. O'Sullivan & C. S. Reynolds (Eds.). The lakes handbook. Blackwell Science Ltd., Cornwall, United Kingdom

Reynolds, C. 2004b. Physical properties of water relevant to limnology and limnetic ecology, p. 107 - 114. In P.E. O'Sullivan & C. S. Reynolds (Eds.). The lakes handbook. Blackwell Science Ltd., Cornwall, United Kingdom

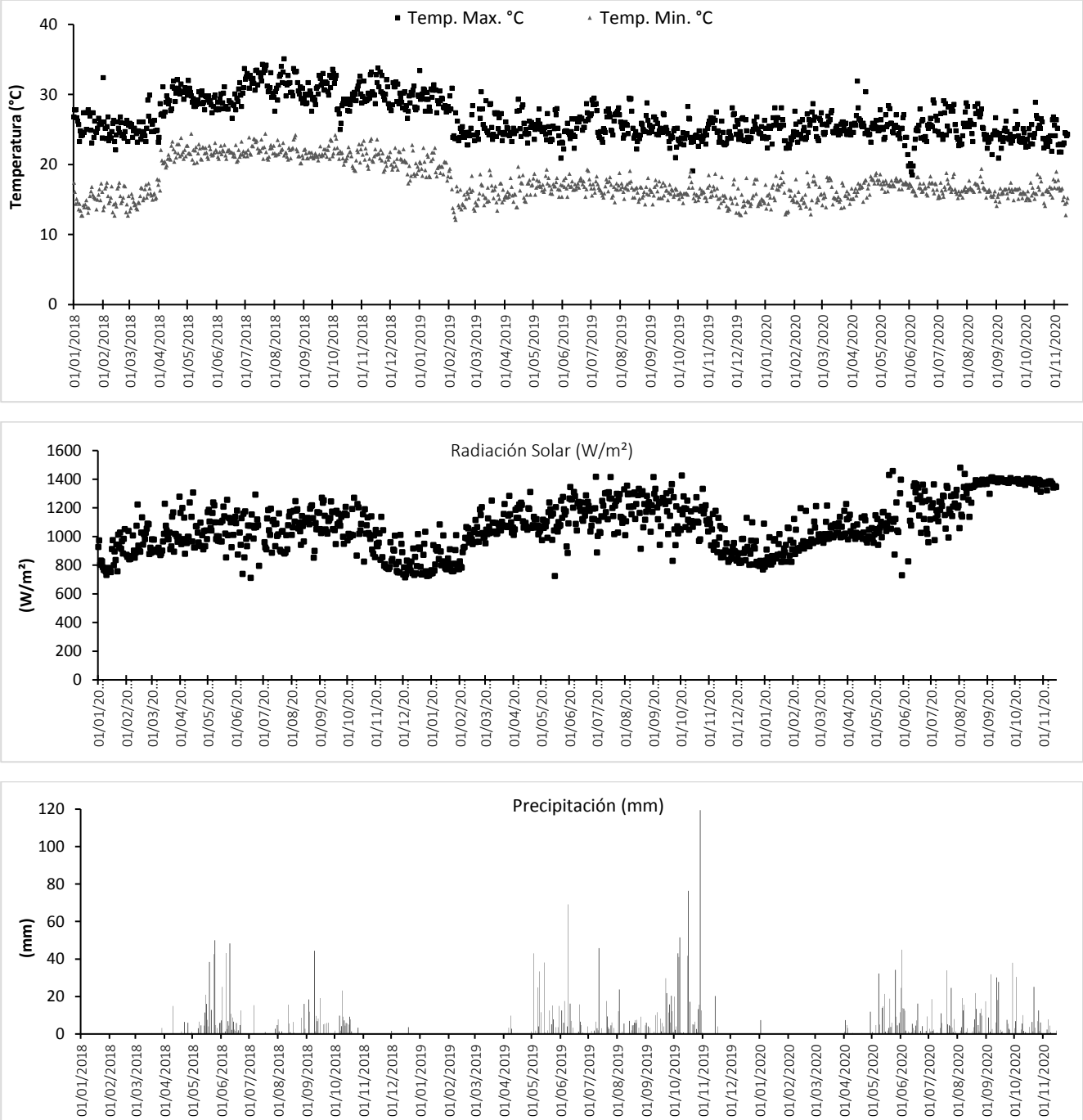
Roldán, G. y Ramírez J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Editorial universidad de Antioquía. 2da. Edición. Colombia. 440 pp.

Springer, M., A. Ramírez & P. Hanson (eds.). 2010. Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Rev. Biol. Trop. 58 (Supl 4).

UNESCO. (2009). *Cianobacterias Plantónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión.* Sylvia Bonilla (Ed.). Documento Técnico PHI-LAC, No 16.

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

WHO. World Health Organization. (2000). Monitoring Bating Waters – A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programs. London: F & FN Spon.

ANEXOS

Anexo 1. Comportamiento diario de la temperatura máxima, radiación solar máxima y precipitación acumulada en los años 2017, 2018, 2019 y 2020. Datos obtenidos de la estación climática de Panajachel (DICA/AMSCLAE, 2020).