



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

**EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO Y CALIDAD DEL AGUA DEL BORDO LA
PALAPA, MORELOS**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

BIÓLOGO

PRESENTA:

HERNÁNDEZ OSORIO LUIS ÁNGEL

DIRECTOR: DR. JOSÉ LUIS GÓMEZ MÁRQUEZ

ASESOR: DR. ISAIAS HAZARMABETH SALGADO UGARTE

ASESOR: BIOL. JOSÉ LUIS GÚZMAN SANTIAGO

SINODAL: DRA. VERÓNICA MITSUI SAITO QUEZADA

SINODAL: M. EN C. ERNESTO MENDOZA VALLEJO



CIUDAD DE MÉXICO

SEPTIEMBRE 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

Agradezco a la UNAM, mi máxima casa de estudios por darme la oportunidad de desarrollarme profesionalmente desde la preparatoria bajo su cobijo.

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza por que vine a encontrar en ella ese espacio motivante, acogedor, y con maestros increíbles que dejaron huella en mí, despertaron mi curiosidad académica y compartieron sus conocimientos.

A mi director de tesis el Dr. José Luis Gómez Márquez, por aceptarme en su laboratorio y siempre ser ese ejemplo de profesionalismo infranqueable, por todos sus conocimientos brindados, comprensión, regaños y exigencia. En verdad agradezco su paciencia, no pude pero me hubiera gustado corresponderle terminando este trabajo en el tiempo acordado, que por una u otras razones no fue así, sin embargo de verdad valoro especialmente su apoyo en este último año para la culminación de mi proyecto de tesis.

Al Biol. José Luis Guzmán Santiago por sus consejos, su buena disposición a ayudarme cuando lo requerí, por su apoyo en campo y para la finalización de este trabajo.

A la Dra. Bertha Peña Mendoza por su apoyo en laboratorio de últimos semestres y en las salidas de campo y siempre tener esa buena actitud que hacía más amenos los momentos de seriedad.

Al Dr. Isaías Hazarmabeth Salgado Ugarte por aceptar ser mi sinodal y por sus observaciones brindadas para la culminación de este trabajo.

A la Dra. Verónica Mitsui Saito Quezada por su calidez, disposición y observaciones brindadas para la culminación de este proyecto.

Al M. en C. Ernesto Mendoza Vallejo por sus palabras motivantes y observaciones brindadas para la mejora de mi defensa de examen.

A mis compañeros de laboratorio principalmente a Paola, Cesar, Jake, y Denisse, porque sus manos también colaboraron en el desarrollo de mi proyecto, trabajando como equipo en las salidas de campo y determinaciones en laboratorio, por sus consejos, sus palabras de aliento y conocimientos compartidos.

A mi asesor de servicio social el Dr. Justo Salvador Hernández Avilés, por ser un ejemplo para mí y motivarme a dar lo mejor de uno no solo en el campo de la investigación, por su confianza, sus palabras motivantes, sus anécdotas, su amistad y su insistencia en no dejar proyectos inconclusos por la vida.

Así como a mis compañeros Itzamaray Reyes, Raúl Librado, Luis Erosa, Jesus, Alberto, Juan, Eunice, Cesar, Ramiro, Cecilia y Tadeo por su apoyo, amistad y conocimientos brindados a lo largo de esa etapa tan bonita.

Dedicatorias

A mi mamá Celina Osorio por ser mi sostén a lo largo de mi vida, siempre procurar que nada me faltara y brindarme su apoyo, amor y cariño, por estar siempre ahí para mí y mis hermanos y a pesar de momentos difíciles siempre seguir disfrutando la vida con esa alegría que le caracteriza y buen ánimo.

A mis abuelas Emerenciana Ríos y Leobarda Castañeda por siempre preocuparse por mí, brindarme su cariño en forma de bendiciones, abrazos, platillos y a veces regaños. A mis abuelos Ángel Osorio y Don Che Hernández, que en paz descansen, porque aunque no pude alcanzar a convivir mucho con ellos, gracias a su responsabilidad y arduo trabajo formaron sus familias y ahora somos quienes somos.

A mi difunto padre hasta allá donde te encuentres porque aun que por azares de la vida prácticamente no pudimos convivir se de buena fuente lo mucho que me quisiste y que te ilusiono mi existencia.

A mis hermanos Itzel y Héctor, el tenerlos me motiva a ser mejor día a día y estar ahí para ustedes como se ustedes también están ahí para mí.

A mis sobrinos Carol y Alexander unos niños increíbles, por que los quiero mucho y tratare de ser siempre un buen ejemplo para ustedes y brindarles mi apoyo.

A toda la familia en general, mis tías y tío Araceli, Sonia, Alma y Ángel por apoyarme de una u otra forma a lo largo de mi vida y todos mis primos y primas pues son unos chavos fabulosos con los que me la paso increíble.

INDICE

| | |
|--|----|
| Resumen | 1 |
| Introducción..... | 2 |
| Antecedentes | 6 |
| Justificación..... | 9 |
| Objetivos | 10 |
| Área de estudio..... | 10 |
| Material y método | 12 |
| Fase de campo | 12 |
| Fase de laboratorio | 13 |
| Determinación de Nutrimentos | 13 |
| Identificación y cuantificación del fitoplancton..... | 14 |
| Estimación de la biomasa fitoplanctónica (Evaluación de la clorofila a) | 14 |
| Fase de gabinete (análisis de datos) | 15 |
| Índice del estado trófico (IET) | 15 |
| Atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica..... | 16 |
| Análisis estadísticos/multivariados..... | 17 |
| Resultados..... | 18 |
| Parámetros Físicos, Químicos y bióticos de “La Palapa” | 18 |
| Nutrimentos..... | 25 |
| Ciclo níctimeral de oxígeno disuelto y temperatura del agua | 27 |
| Índice del estado trófico (IET) | 28 |
| Riqueza específica | 29 |
| Listado Ficológico del bordo La Palapa | 30 |
| Composición relativa, Variación temporal y densidad poblacional del fitoplancton | 34 |
| Categorización de las especies..... | 40 |
| Índices de Diversidad. | 42 |
| Análisis de correlación de Spearman | 43 |
| Análisis de Correspondencias Canonícas | 44 |
| Análisis de Clúster | 46 |
| Discusión | 47 |
| Conclusiones | 63 |
| Referencias..... | 64 |
| Anexo | 71 |

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue evaluar para el bordo La Palapa, Morelos en un ciclo anual la calidad del agua, el estado trófico y la dinámica ecológica de la comunidad fitoplanctónica (diversidad, composición y abundancia) así como la relación que existe entre tales variables físicas, químicas y biológicas.

Para esto se realizaron muestreos mensuales de septiembre del 2013 a agosto del 2014 en dos estaciones de monitoreo, se tomaron muestras para evaluar el índice del estado trófico (IET), parámetros físico-químicos, clorofila *a* y abundancia del fitoplancton.

Se identificaron 6 divisiones para el fitoplancton y un total de 55 especies, el grupo más dominante por su abundancia a lo largo del muestreo fue Chlorophyta (67%) con 21 spp, Ochrophyta (16%) con 17 spp, Cyanobacteria (8%) con 6 spp y Euglenophyta (7%) con 7 spp.

Las especies más dominantes y frecuentes fueron *Chlorella* sp (100% de frecuencia y abundancia absoluta de 262,436 org mL⁻¹) y *Monoraphidium irregulare* (100% y 173,892 org mL⁻¹) por parte de la división Chlorophyta; *Cyclotella* sp (100% y 151,983 org mL⁻¹) por Ochrophyta; *Chroococcus dispersus* (100% y 44,776 org mL⁻¹) por Cyanobacteria y *Phacus* sp1 (83% y 39,041 org mL⁻¹) por Euglenophyta, estas especies son consideradas como indicadoras de ambientes eutróficos. La máxima diversidad (2.68 bits) del fitoplancton se registró en la época de lluvias y los máximos de riqueza (50 spp) y abundancia (45,239 org mL⁻¹) se reportan en la época de secas-cálida.

El sistema acuático La Palapa se considera como un cuerpo de agua cálido (24.4°C), permanente ($Z_{m\acute{a}x}$ 1.7 - 4.2 m) y de acuerdo al IET se clasifica como un sistema en estado eutrófico, no presenta una tendencia a hipereutrófico como se reportó en estudios anteriores, aunque si solo se considera la concentración de fósforo total, si puede considerarse como tendiente a hipereutrófico.

Los datos provenientes del ciclo de muestreo de 24 horas (interrumpido de 9pm a 7am) sugieren que es un cuerpo polimictico cálido continuo como se había reportado previamente por otros autores, pues la concentración de oxígeno disuelto (OD) y la temperatura del agua siguen un perfil clinógrado en las horas de radiación solar y este tiende a volverse ortógrado conforme la radiación decrece. Las aguas de este microembalse presentan adecuadas concentraciones de OD (9.97 mg O₂ L⁻¹), duras (733 mgL⁻¹), alcalinas (238 mgL⁻¹), pH (8.37 unidades), de moderada conductividad (1264 μ S cm⁻¹) valores dentro del rango aceptable para aguas de uso agrícola y de acuicultura, y valores de nitritos (<0.01 mg L⁻¹ N-NO₂⁻) y amonio (<1 mg L⁻¹ N-NH₄⁺) por debajo del límite considerado como tóxico para cultivo de organismos acuáticos.

Introducción

El agua dulce es un recurso vital para el desarrollo de las actividades productivas que sustentan el orden mundial, incluyendo por supuesto la mera subsistencia del hombre a través de agua potable de calidad para su consumo y la producción de alimentos, por lo que la escasez y deterioro de este recurso por causas principalmente antropogénicas es un asunto que se ha vuelto de máxima importancia para el país así como también el estudio de la dinámica física, química y biológica de los reservorios donde este vital recurso se encuentra almacenado (CONAGUA, 2018).

En México la gran mayoría de ecosistemas acuáticos están sujetos a fuertes presiones por parte de la población y son explotados para diferentes servicios principalmente para satisfacer necesidades básicas y productivas (usos doméstico, agrícola, industrial, etc.) lo cual también implica que el agua se contamine y se limite su utilidad para otras actividades productivas (Aguilar, 2003). El crecimiento acelerado de la población, la creciente industrialización y la presión pesquera no controlada, han propiciado que en las últimas décadas los sistemas acuáticos, ya sean naturales o construidos y las especies que en ellos habitan, vean amenazada su existencia (Gómez-Márquez *et al.*, 2014).

México cuenta con una gran diversidad de organismos dulceacuícolas distribuidos en una gran cantidad de ecosistemas acuáticos naturales (lagos, manantiales, cenotes, etc.) y artificiales como presas, microreservorios, microembalses o bordos (CONAGUA, 2018). Uno de los beneficios importantes que se obtienen de estos cuerpos de agua, además del suministro de agua para actividades agrícolas, es la producción de proteína de buena calidad proveniente de la carne de organismos acuáticos como la tilapia (*Oreochromis niloticus*, *O. aureus*), el bagre (*Ictalurus punctatus*), la lobina (*Micropterus salmoides*), la carpa herbívora *Ctenopharingodon idellus*), la carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) y el langostino (*Macrobrachium rosenbergii*). Las crías se siembran generalmente a una densidad de 1 o 2 org/m² y de manera extensiva, de modo que su desarrollo depende únicamente de la productividad del sistema. Estos beneficios están determinados por el estado trófico, la productividad primaria y la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos (Quiroz y Díaz, 2010).

Los cuerpos de agua continentales se dividen en dos grandes grupos, lóticos (ríos, arroyos, etc.) y lénticos (microreservorios, presas, lagos, etc.), dentro de éstos últimos se encuentran los bordos, también llamados microreservorios, microembalses, jagüeyes o estanques rústicos, los cuales generalmente están constituidos por aguas turbias debido a los sólidos en suspensión y a la cantidad de materia orgánica, y la calidad del agua en estos sistemas está en función de la región hidrológica a la que pertenecen y de las sales disueltas que contengan (Sánchez *et al.*, 2007; Hernández-Avilés *et al.*, 2007^a; Quiroz y Díaz, 2010). La calidad del agua define en el torno el uso específico al que se le destina y se determina mediante la caracterización física, química y biológica de muestras de agua y su comparación con normas y estándares de calidad e.g., pH, DBO, coliformes, dureza total, conductividad, sólidos disueltos, cloruros, sulfatos, oxígeno disuelto, etc. (CONAGUA, 2018; Sánchez, 2007). Así mismo, en algunos parámetros es deseable que no superen ciertos niveles, por arriba de los cuales se consideran contaminantes, e.g., nitritos, nitratos, amonio, hierro, manganeso, zinc, etc., (Arredondo-Figueroa *et al.*, 2007; Gómez-Márquez *et al.*, 2014).

Existen más de 5 000 presas y bordos de almacenamiento en México, de las cuales 180 presas principales representan el 82% del almacenamiento total y se tiene un registro incompleto de los bordos, en julio del 2009 la CONAGUA tenían tan solo registrados 1 085 bordos debido al subregistro aunque actualmente se siguen haciendo esfuerzos para registrar una mayor cantidad de estas pequeñas obras de almacenamiento que en su mayoría son de terracería (Conagua, 2011, Conagua, 2018). La mayoría de estos microembalses se encuentran concentrados en la zona centro occidente, que incluye

los estados de Jalisco, Guanajuato, San Luis Potosí y Michoacán, también en la región centro sur y el centro norte. Los embalses artificiales tienen gran abundancia en especial en las zonas rurales y representan un 67% de los cuerpos hídricos del país, además cubren una extensión de 188,781 ha, que representan el 14.74% de la superficie inundada de aguas epicontinentales (CONABIO, 1998; Quiroz y Díaz, 2010).

Los bordos son obras artificiales rústicas, construidas con estacas y postes, con el fin de almacenar el agua y utilizarla para irrigación, entre otros propósitos. Los bordos generalmente se llenan con agua de origen pluvial y constituyen cuerpos de agua muy abundantes en algunas regiones. Además, pueden representar recursos potenciales para aprovechamiento piscícola y otras actividades acuícolas (Sánchez *et al.*, 2007).

La construcción de estos microembalses ha sido una de las estrategias para mitigar el problema de la escasez de agua y estos se definen como cuerpos de agua lénticos y someros, construidos con el fin de almacenar agua para actividades agrícolas, servir de abrevaderos para el ganado, uso doméstico, recreación y por supuesto como pesquerías epicontinentales. Suelen ser pequeñas obras de almacenamiento (i.e., cortina rústica construida de tierra o mampostería). Sus dimensiones varían de 1 a 10 ha y su profundidad no suele rebasar los 5 m, pueden ser temporales o permanentes, aunque buena parte son temporales (Arredondo-Figueroa y Flores-Nava, 1992; Hernández-Avilés *et al.*, 2007^b; Quiroz y Díaz, 2010).

Una de las principales características de estos ambientes es su irregular hidrodinámica debido a la periódica entrada y salida de agua que mantiene irregular el volumen de la columna de agua y además crea corrientes en el fondo alterando así las condiciones ambientales para las comunidades bióticas (Ariyadej *et al.*, 2004). En los bordos permanentes el volumen de agua se mantiene constante a lo largo del año, con variaciones que dependen de la precipitación pluvial y la salida o entrada de agua por medio de los canales de riego y en los temporales la disminución del volumen de agua es muy drástica por lo que quedan completamente secos durante el estiaje y el tiempo que permanecen inundados varía de 4 a 10 meses, dependiendo de la administración que se le dé al agua almacenada (Arredondo-Figueroa y Flores-Nava, 1992).

Los microembalses de la zona centro del país se consideran cuerpos de agua cálidos-tropicales y se definen de acuerdo con las siguientes características: La temperatura del agua es mayor a 20°C, con un promedio anual mínimo de 19°C y se tiene como más representativa a la oxiclina que a la termoclina. Las estaciones del ciclo anual son menos funcionales que en zonas templadas por lo que es mejor hablar de un régimen seco-húmedo o de dos periodos, el cálido-húmedo o de lluvias (de junio a septiembre), y el cálido-seco o de estiaje (de octubre a mayo), que este último se puede dividir en seco-frío y seco-cálido. Los procesos bioquímicos como la mineralización en estos sistemas acuáticos son más acelerados debido a la temperatura, lo que favorece aumentos en la productividad. Estas características así como la relación entre la precipitación y evaporación son elementos climáticos que determinan la temporalidad del agua en estos sistemas acuáticos (Arredondo-Figueroa *et al.*, 2007; Hernández-Avilés, 2007^a).

Por un lado, la época de lluvias promueve la dilución de los nutrientes y por otro lado genera un aporte de los mismos provenientes de la cuenca de captación por medio del arrastre escurrimiento del agua de lluvia. La periodicidad de lluvia en los trópicos es uno de los factores clave que regulan la dinámica de estos ecosistemas acuáticos (Hernández-Avilés *et al.*, 2007^a). Las condiciones ambientales como la latitud, altitud, temperatura, las corrientes de viento, el sedimento, el uso y tipo de suelo que les rodea, la vegetación circundante, los periodos de sequía y lluvia a lo largo del año, además de sus características morfométricas, ocasionan variaciones en los niveles de intensidad lumínica que penetra

en la columna de agua, ya sea por suspensión de materia orgánica o inorgánica autóctona y alóctona, movimientos horizontales y verticales en la columna de agua, cambios en el nivel del agua, etc., y de este modo rigen la dinámica de estos sistemas y establecen el preámbulo ambiental para el surgimiento y florecimiento de ciertos grupos de organismos planctónicos (Quiroz-Castelán *et al.*, 2006).

Según la clasificación de Lewis (1983) tomando en cuenta latitud, altitud, profundidad y dirección e intensidad del viento, un bordo típico de la zona centro-sur del país puede clasificarse como un lago somero de tipo polimíctico cálido continuo (i.e., sin cubierta de hielo estacional, con periodos de estratificación que no suelen durar más de unas cuantas horas, ya que pierden su estratificación termal por las noches y con latitud ajustada entre 0° y 40°) en donde el efecto del viento (fetch) es determinante en la mezcla constante de la columna de agua que a su vez rige la distribución vertical del seston y sólidos disueltos (Torres-Orozco y García-Calderón, 1995; Lewis, 1983; Fairchild *et al.*, 2005).

El efecto de la época de lluvias tiene un impacto muy importante en la dinámica de este tipo de embalses someros, debido a que al aporte de material alóctono en suspensión y nutrientes, reducen la penetración de luz (zona eufótica) por lo que las condiciones químicas y la mezcla del agua desencadena un proceso de sucesión ecológica. La disponibilidad de nutrientes difiere marcadamente entre ambientes someros (lagos polimícticos) y lagos profundos y estratificados, en los primeros la pérdida de nutrientes es compensada por el reciclado constante de nutrientes y materia orgánica que provoca la resuspensión sedimento y el elevado régimen de mezcla (movimientos convectivos de ascenso y descenso), ocasionados por los cambios de temperatura y el efecto del viento, mientras que en los segundos, los nutrientes y material orgánico quedan almacenados indefinidamente en el fondo del sistema y solo se ponen nuevamente disponibles en determinados periodos de mezcla en el sistema (Barbosa y Tundisi, 1980; Scheffer, 2004 citados en Chellappa *et al.*, 2008).

De acuerdo con Arredondo-Figueroa y Flores-Nava (1992), en estos sistemas se presentan 3 etapas de sucesión ecológica alternadas y de importancia en el uso de sus aguas para actividades acuícolas que son:

Fase de transición: Empieza con las primeras lluvias y llenado de la cubeta de agua, mucha materia vegetal queda atrapada en el sistema y su degradación consume grandes cantidades de oxígeno disuelto, por lo que este sistema entra en déficit.

Fase de dilución: En esta fase el embalse alcanza su profundidad máxima y se da un equilibrio entre la entrada de agua por precipitación y la salida de la misma por evaporación y uso agrícola y como abrevadero. El aumento de volumen tiene un efecto de disminución de la alcalinidad, la dureza, la conductibilidad, la concentración del fitoplancton y de los nutrientes.

Fase de concentración: En esta fase el volumen de la masa de agua puede descender cerca del 95%, esta pérdida de agua genera el aumento de la concentración de la alcalinidad, dureza, conductividad y de los nutrimentos, se da una mezcla constante del agua por lo que la temperatura es homogénea y en las zonas que por la morfometría de la cubeta el sedimento queda expuesto, este se resquebraja y ocurre la colonización de plantas terrestres pioneras que aprovechan los nutrientes almacenados en el sedimento para su desarrollo, y es también en esta fase en la que se recomienda efectuar la cosecha.

Entre mayor es la superficie de un cuerpo de agua menor es su relación perímetro/superficie, ya que el área superficial de un cuerpo de agua aumenta potencialmente con respecto de su perímetro, de este modo la influencia de los procesos en la línea de costa u orilla del sistema (e.g. erosión y escorrentía/lavado de nutrimentos por la lluvia, sombreado y captación de nutrientes y material suspendido por la vegetación ribereña) tienen un efecto mayor en cuerpos de agua someros ($Z_{\text{máx.}} < 5\text{m}$

y menores a 5 ha) que en cuerpos de agua de mayor superficie y profundidad, del mismo modo el efecto de mezcla por acción del viento será proporcional a la superficie del sistema (Fairchild *et al.*, 2005).

Los microembalses como ecosistemas acuáticos, tienen un tiempo de vida corto, ya que evolucionan de manera rápida convirtiéndose en trampas que retienen una gran cantidad de material sedimentario alóctono y autóctono, pues generalmente se hallan rodeados de zonas agrícolas y ganaderas, que les aportan nutrientes mediante los procesos de escurrimiento de la cuenca de captación tales como fertilizantes inorgánicos o químicos, y por otro lado excretas animales, lo que provoca que la cubeta se azolve disminuyendo considerablemente su profundidad media. El impacto causado por la relación sedimento-columna de agua favorece el incremento de la productividad primaria y acelera el proceso de eutrofización (Armengol, 1982 citado en: Arredondo-Figueroa y Flóres-Nava, 1992; Gómez-Márquez *et al.*, 2011). Además, en algunos de estos sistemas especialmente los más someros, la penetración de luz en el fondo es suficiente como para sostener la producción primaria en la superficie del sedimento (Moss *et al.*, 1997 y Scheffer, 1998 citados en Fairchild *et al.*, 2005).

La Eutrofización es el paso del estado de un sistema acuático con respecto a su producción en una dirección continua de oligotrofia a eutrofia y describe el proceso asociado al enriquecimiento paulatino con nutrientes de un cuerpo acuático, existen diferentes grados. Se dice entonces que los ambientes acuáticos pobres en nutrimentos se encuentran en un estado oligotrófico y cuando han sido enriquecidos están en estado eutrófico. Todos los cuerpos de agua contienen nutrientes inorgánicos (NH_3 , NO_3^- , PO_4^{3-}) que determinan la productividad primaria y con base en esta se define el estado trófico (Arredondo-Figueroa *et al.*, 2007).

La clasificación del estado trófico normalmente se basa en los nutrientes que representan una limitación. En la mayor parte de los casos, el factor limitante es el fósforo, pero también puede ser el nitrógeno o presentarse una colimitación; no obstante, otros nutrientes también deben tenerse en cuenta (e.g. Sílice). En específico las formas del nitrógeno asimilables por el fitoplancton son el amonio (NH_4^+) y el nitrato (NO_3^-) y en el caso del fósforo, el ortofosfato (PO_4^{3-}) (Moreno-Franco *et al.*, 2010).

Generalmente las algas tienen una relación de N/P de 16 o 15:1, a diferencia del nitrógeno que tiene un ciclo más dinámico y tiempo de retención menor en los cuerpos acuáticos debido a los procesos de nitrificación y desnitrificación llevados a cabo por microorganismos, el P presenta una retención más eficiente en los cuerpos de agua gracias a su afinidad con la materia particulada en la columna de agua y los sedimentos en el fondo del sistema al unirse a hidróxidos férricos, pero al presentarse condiciones de anoxia los iones férricos se reducen a ferrosos que tienen una unión menos fuerte con el P por lo que se propicia la difusión del fósforo disuelto en la columna de agua (Correll, 1998).

Los métodos para la evaluación del estado trófico se basan en modelos simplificados que ponderan uno o varios parámetros físico-químicos y/o biológicos (Arredondo-Figueroa *et al.*, 2007), i.e., fósforo, nitrógeno, productividad primaria, biomasa fitoplanctónica, zooplancton, visibilidad al disco de secchi, concentración de clorofila *a* y concentración de oxígeno disuelto. Algunos de los índices de estado trófico más empleados de acuerdo a Moreno-Franco *et al.* (2010) son el Índice de Carlson, TSI (Carlson, 1977), Estado trófico TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998), el Método isotópico y el Índice de eutrofización por nutriente (I_E) (Karydis *et al.*, 1983).

La biomasa del fitoplancton es un importante indicador del estado trófico de ecosistemas acuáticos y la concentración de clorofila *a* es ampliamente reconocida como estimador de la biomasa fitoplanctónica y asimismo evaluada en estudios sobre eutrofización (Carneiro *et al.*, 2014).

Algunas especies acuáticas bentónicas y planctónicas muestran claras preferencias por determinadas condiciones ambientales y pueden servir como bioindicadores del estado trófico del sistema en el que se encuentren. La identificación de ciertas especies fitoplanctónicas, que son comunes a ciertos estados tróficos en cantidades elevadas, da una buena estimación cualitativa del estado del sistema en cuestión de disponibilidad de nutrientes (Bellinger y Sigee, 2013).

El fitoplancton se encuentra comúnmente en la base de la red trófica en ambientes acuáticos y es el principal factor de producción de materia orgánica en estos sistemas (Ngodhe *et al.*, 2013). Su dinámica temporal responde a diversos factores como son el climático propio de la región en que se encuentre el cuerpo de agua, patrones hidrológicos y el geomorfológico los cuales causan cambios en la disponibilidad de nutrientes, en la intensidad de los flujos de agua y en el tiempo de retención del agua en el sistema (Tundisi y Matsumura-Tundisi, 2008 citados en do Nascimento *et al.*, 2012). Por otro lado, la distribución espacial del fitoplancton en la columna de agua puede variar de forma vertical y horizontal, en lagos y reservorios profundos la distribución vertical es notoria y dependiente de la disponibilidad de luz, su adaptación a bajas intensidades de acuerdo a su talla, flotabilidad y forma (resistencia a la predación y sedimentación); en cambio, en ambientes someros una distribución vertical del fitoplancton puede no ser evidente debido a la constante mezcla y resuspensión de la columna de agua (Kwon *et al.*, 2009).

La importancia del fitoplancton en reservorios tropicales incluye su uso en la estimación del potencial productivo piscícola, productividad primaria, calidad del agua, flujo de energía, estado trófico y manejo del sistema (Ngodhe *et al.*, 2013). Es el principal indicador de productividad para estos ambientes, ya que es la principal fuente de oxígeno disuelto y biomasa (Quiroz-Castelán *et al.*, 2006). Su importancia como indicador de la calidad del agua se debe a su rápido ciclo de vida y pronta respuesta a los cambios ambientales (Reynolds, 2006).

El término fitoplancton se refiere al colectivo de microorganismos fotoautótrofos (i.e., fotosintéticos) adaptados a vivir parcial o continuamente suspendidos en aguas abiertas, cuya capacidad de motilidad es mínima y no supera el arrastre que sufren por parte de la turbulencia del agua y es responsable de buena parte de la producción primaria de materia orgánica en las zonas pelágicas o limnética de mares, lagos y embalses (Reynolds, 2006).

En ambientes continentales se han registrado 3 256 taxa de algas continentales dulceacuícolas, cerca de la mitad se registran en la región centro del país y existen estados con ausencia de estudios ficológicos. Se puede sugerir que estamos muy lejos de tener un panorama adecuado de la diversidad algal de México, debido a la gran extensión del país y diversidad ambiental con que cuenta (Novelo y Tavera, 2011). El fitoplancton de aguas continentales está representado por 15000 especies a nivel mundial y México tiene registradas 1 025 especies que representan el 6.8 % del total de especies descritas, estas últimas se reparten al nivel de clase de la siguiente forma: Bacillariophyceae 327 spp (31.9%), Cyanophyceae 187 spp (18.2%), Chlorophyceae 179 spp (17.4%) y las Zygnematophyceae 105 spp (10.2%), Euglenophyceae 95 spp (9.26%), las Trebouxiophyceae 52 spp (5.7%), Dinophyceae 28 spp (2.7%) y las Xanthophyceae con 20 spp (1.9%) (Oliva-Martínez, *et al.*, 2014).

Antecedentes

Quiroz-Castelán *et al.* (1999) realizaron la caracterización de algunos aspectos de la variación del fitoplancton en sistemas de policultivo fertilizados en el municipio de Jiutepec, Morelos. Analizaron la abundancia y composición del fitoplancton en cinco estanques rústicos de 1 000 m³ de volumen

promedio, con tres tratamientos de fertilización: orgánica, inorgánica y mixta. Se identificaron 178 especies y los componentes del fitoplancton fueron: Chlorophytas (63 spp), Cyanophytas (31 spp), Chromophytas (79 spp) y Euglenophytas (5 spp). Las clorofitas dominaron en los cinco estanques y las cromofitas mostraron la mayor riqueza de especies. La abundancia total de los organismos fitoplanctónicos varió de 107 834 a 307 777 org/ml; con base a la abundancia y composición del fitoplancton clasificaron a los sistemas como eutróficos y encontraron mínimas diferencias significativas entre los tratamientos.

Quiroz-Castelán *et al.* (2006) analizaron la abundancia y distribución de los principales grupos del fitoplancton y su relación con parámetros físicos y químicos del agua, durante un ciclo anual en el bordo temporal “Laguna Seca” en el municipio de Pilcaya, Guerrero, México. Registraron cinco grupos fitoplanctónicos: Euglenophyta, Cyanophyta, Chlorophyta, Pyrrophyta y Bacillariophyceae., siendo los dos primeros los grupos dominantes. Se registró un total de 122 358 org ml⁻¹, clasificaron el bordo como oligo-mesotrófico con tendencia a eutrófico en la etapa de concentración. Las clorofitas presentaron correlación (+) con la alcalinidad y la dureza, las cianofitas con la temperatura, pH, O₂ disuelto y la alcalinidad, y las Bacillarioficeas con la temperatura, por otro lado ningún grupo mostró correlación significativa con los nutrientes.

Kwon *et al.* (2009) evaluaron la distribución espacial y temporal del fitoplancton en relación a las variables ambientales del microreservorio hipereutrófico Shingu, Korea, sistema de 10 ha y profundidad media de 4m rodeado de áreas de ganado. Encontraron una sucesión de grupos dominantes primero Bacillariophyta a inicios de primavera, seguida de Cryptophyceae y Chlorophyceae y finalmente Cyanophyceae en verano y otoño con *Microcystis aeruginosa* como la especie más abundante en el estudio. Registraron un total de 66 especies fitoplanctónicas distribuidas verticalmente. Chlorophyceae dominó la riqueza con 36 especies, seguida de Cyanophyceae con 15 especies que por otra parte resultó ser el grupo más abundante. También reportan que la abundancia del fitoplancton fue mayor en la superficie y menor en el fondo del sistema al igual que la riqueza; sin embargo, la diversidad fue mayor en el fondo aunque no de modo significativo. Proponen que los nutrientes tienen mayor importancia en la variabilidad temporal del fitoplancton que en la espacial (vertical) y que la turbulencia causando la mezcla de la columna de agua puede explicar la similitud en cuanto al agrupamiento del fitoplancton entre la superficie y la parte media del sistema. Finalmente comentan que la dominancia de Cyanophyceae particularmente el bloom de *Microcystis* en la superficie en verano provocó la caída de los valores del índice de diversidad.

García (2011) realizó un estudio sobre reproducción de *O. niloticus* en el bordo “La Palapa”, Morelos. Reporta tallas y pesos entre 15 - 25.5 cm y 67 - 253 g de peso en machos y de 9.2 - 20.8 cm y 15 - 147 g para hembras. La proporción sexual (machos: hembras) fue de 4:1. Menciona que la biomasa del fitoplancton se incrementó al final de la época de lluvias y disminuye en la época de secas, y concluye que los valores de los parámetros físicos y químicos que presenta el bordo son adecuados para la reproducción y crecimiento de la especie.

García-Rodríguez *et al.* (2011) evaluaron la composición y distribución del fitoplancton del río Amacuzac en su trayecto por el estado de Morelos, encontraron un total de 16 especies pertenecientes a las clases Chlorophyceae (7 especies), Zygnematophyceae (3 especies) y Cyanophyceae (6 especies). También evaluaron el rango de tolerancia a la temperatura, pH y O₂ disuelto, las especies *Blennothrix ganeshii*, *Ulothrix zonata* y *Spirogyra* sp presentaron mayor frecuencia de aparición.

Rivera y Hernández (2011) determinaron la morfometría, y analizaron la producción y la calidad del agua de los reservorios “La Palapa” y “Amate Amarillo” en el municipio de Ayala, Morelos de septiembre del

2009 a agosto del 2010. Determinaron ambos sistemas como eutróficos con tendencia a hipereutróficos y los clasificaron como cálidos polimícticos continuos. La abundancia de fitoplancton y la concentración de clorofila *a* fue ligeramente menor en el “Amate Amarillo” (34 $\mu\text{g l}^{-1}$ promedio) en comparación con “La Palapa” (55 $\mu\text{g l}^{-1}$), se registraron los mismos órdenes, y la misma cantidad de géneros (25) en “Amate Amarillo” y en “La Palapa”. Respecto de la abundancia del fitoplancton se encontraron similitudes en los géneros más abundantes de las principales divisiones para ambos sistemas: Los géneros *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Kirchneriella*, *Monoraphidium*, *Scenedesmus* (Chlorophyta), *Chroococcus*, *Microcystis*, *Oscillatoria* (Cyanophyta), *Stephanodiscus*, *Fragillaria* (Bacillariophyta), *Euglena* y *Phacus* (Euglenophyta) resultaron ser los más comunes para cada división respectivamente. Particularmente en el bordo “La Palapa” se determinaron: Clorofitas (5 órdenes y 26 géneros), cianofitas (3 órdenes y 11 géneros), bacilariofitas (2 órdenes y 15 géneros), euglenófitas (1 orden y 3 géneros) y Xantofita (1 orden y 2 géneros).

Sánchez y Zamora (2012) evaluaron la producción y calidad del agua en el bordo “Huitchila”, Morelos cuyo recurso hídrico se destina a actividades agropecuarias y acuícolas. Realizaron muestreos mensuales y determinaron los principales parámetros físicos y químicos del embalse, así como el estado trófico. Calificaron al embalse como sistema somero, con una profundidad máxima de 5.95m y una extensión de 11ha, identificaron 5 divisiones del fitoplancton. Chlorophyta fue la de mayor abundancia con el 68%, seguida de Cyanophyta con 29%, Euglenophyta con 2%, Bacillariophyta con 1% y Xantophyta con menos del 1%. Las especies dominantes fueron *Chorella vulgaris*, *Monoraphidium griffithi* y *Ankistrodesmus fusiformes*. Las variables analizadas se clasificaron en tres épocas: secas cálidas, secas frías y época de lluvias. Establecieron que el bordo es un sistema eutrófico, de aguas duras, con alta producción primaria y elevada densidad de clorofitas. El sistema también presentó un patrón de dilución en época de lluvias, esto sólo para algunos parámetros, porque para otros se observó una mayor concentración debido al arrastre de material de la cuenca al sistema acuático en época de lluvias.

Shimada *et al.* (2012) evaluaron el estado trófico de tres cuerpos de agua artificiales en el sureste de Brasil (un lago urbano, un reservorio y un estanque de uso acuícola) empleando el Índice de estado trófico (TSI) de Carlson (1977), tomando en cuenta el índice de fósforo total, transparencia y el de clorofila *a*. También realizaron análisis histológicos y ultraestructurales de branquias de ejemplares de tilapia del Nilo recolectadas en los sistemas antes mencionados. Registraron alteraciones histológicas solo en los ejemplares provenientes del lago urbano, el cual había estado sometido a fuerte contaminación por aguas de desecho. Obtuvieron una correlación entre estado trófico de los sistemas y morfología branquial. El lago urbano se clasificó como hipereutrófico (TSI=75.96) y presentó los datos de clorofila *a* más altos y feofitinas; el reservorio se clasificó como eutrófico (TSI=62.82) y el estanque de acuicultura se catalogó como supereutrófico (TSI=65.6) y presentó los valores más altos de fósforo y más bajos de amonio.

Ngodhe *et al.* (2013) analizaron la variación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en cuatro microembalses en Kenia, las características de estos microreservorios en cuanto a altitud, superficie, profundidad y uso son muy similares a las de los bordos presentes en la zona centro-sur de México. Reportaron un total de 1 392 especies pertenecientes a cuatro familias y veinte géneros en el más grande de ellos (2 km²), en el de 0.15 km² hallaron 376 especies en cuatro familias y diez géneros, en el de 0.08 km² reportaron tres familias: Chlorophyceae, Euglenophyceae y Cyanophyceae, y en el de 0.2 km² registraron cuatro familias cambiando Euglenophyceae por Bacillariophyceae y Desmidiaceae. Presentaron baja diversidad con valores generalmente menores a 2 bits. La temperatura promedio del agua se mantuvo entre 20-28 °C, y el pH entre 7-8.

Orozco-Blancarte (2013) realizó un estudio sobre edad y crecimiento de *O. niloticus* en el bordo “La Palapa”, Morelos de marzo de 2011 a marzo del 2012. Recolectaron un total de 368 organismos: 258 machos y 110 hembras. Las tallas y pesos se presentaron en los intervalos de 15.2 - 33.2 cm y 66.6 - 438 g respectivamente. La relación de sexos fue de 2:1 a favor de los machos. La relación peso-longitud mostró un tipo de crecimiento alométrico negativo para la población. Las marcas de crecimiento de las escamas se formaron en diciembre y en julio (mes en que se da la reproducción). La tasa de crecimiento fue igual para hembras y machos ($k=0.166$); sin embargo, se observó que los machos tienden a desarrollarse más rápido. Los machos fueron más grandes en peso y longitud. Respecto de los parámetros físicos y químicos menciona que el sistema acuático presenta buena calidad del agua, adecuada para el crecimiento de la especie.

Carneiro *et al.* (2014) realizaron un estudio en el que compararon un conjunto de modelos predictivos de la concentración de clorofila *a* durante la época seca en 21 reservorios con profundidades máximas de 4-160 m ubicados en la región central de Brasil. Obtuvieron que el mejor modelo explicó 67 % de la variación en la concentración de clorofila *a*, de las variables empleadas para este modelo el principal predictor fue el fósforo total (sin embargo, la simple regresión lineal entre el fósforo total y la concentración de clorofila tenía un bajo poder predictivo por sí misma; $R^2=20.2$ %) que presentó una correlación positiva con la concentración de clorofila *a*, seguido de la turbiedad que estuvo negativamente correlacionada con la misma y la tercer variable tomada en cuenta en este modelo fue la profundidad que resulta ser un importante predictor, debido posiblemente a la mayor entrada de luz en aguas profundas y de baja concentración de nutrientes que en aguas someras y de mayor concentración de estos.

Carrasco-Vargas *et al.* (2014) analizaron la composición fitoplanctónica de la presa El Abrevadero, Morelos, en las zonas limnética y litoral, y registraron un total de 28 415 org mL⁻¹, encontraron la mayor abundancia de la época de estiaje y los mayores picos de abundancia en la parte litoral del sistema, reconocieron 4 clases taxonómicas: Euglenophyceae (2 géneros), Chlorophyceae (16 géneros), Cyanophyceae (6 géneros) y Bacillariophyceae (8 géneros) de las cuales Euglenophyceae resultó la más abundante.

Justificación

La evaluación de la estructura de la comunidad fitoplanctónica es esencial y útil como indicador de la calidad del agua así como del potencial de producción piscícola (Ngodhe *et al.*, 2013).

La necesidad de agua con buena calidad para abastecer las demandas de consumo humano, uso agrícola e industrial hace crucial el conocimiento de las características del recurso acuático, limnológicas, biológicas y de producción/estado trófico (Gómez-Márquez *et al.*, 2011). Los bordos además de su importancia agrícola, ganadera y pesquera brindan una fuente de ingresos y alimento para muchas comunidades rurales que se encuentran aledañas a los sistemas acuáticos. Estos sistemas tienen también un valor ecológico, ya que son receptores de especies autóctonas, principalmente las que tienen su hábitat natural en aguas someras y quietas.

Debido a que en el Estado de Morelos y en general a lo largo del país no se ha caracterizado adecuadamente en términos limnológicos a la gran mayoría de pequeños sistemas acuáticos como son los bordos, microreservorios o microembalses, y los cuales tienen un potencial uso como sistemas productores de alimento y como fuente de ingresos para las comunidades, es indispensable la realización de más estudios sobre la distribución, abundancia y composición de la comunidad fitoplanctónica en estos ambientes, ya que estos microorganismos son la base de la red trófica, así como

determinar los principales parámetros bióticos y abióticos que determinan la calidad del agua, el estado trófico y potencial pesquero de estos sistemas.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar la calidad del agua, el estado trófico y determinar la composición y abundancia del fitoplancton durante un ciclo anual en el bordo “La Palapa”, Morelos.

Objetivos particulares

Evaluar la calidad del agua y estado trófico por medio de la determinación de variables físico-químicas y biológicas así como sus interacciones a través del tiempo.

Analizar la composición, abundancia diversidad y variación temporal de la comunidad fitoplanctónica en el bordo en estudio.

Evaluar la biomasa fitoplanctónica por medio de la determinación de la clorofila *a*.

Relacionar la densidad del fitoplancton con los parámetros físicos y químicos del agua de “La Palapa”.

Área de estudio

El estado de Morelos está ubicado en la parte central de la República Mexicana, en la vertiente de la serranía del Ajusco y dentro de la cuenca del río Balsas, la altitud varía desde los 3 000 msnm en los límites con el D. F. hasta los 850 msnm en la región de Huaxtla. Sus coordenadas geográficas son 19°07' y 18°20' Norte; 98°37' y 99°30' Oeste. Colinda al norte con el Estado de México y el Distrito Federal; al este y sureste con Puebla; al sur y suroeste con Guerrero y al oeste con el Estado de México. Está formado por 33 municipios y su extensión es de 4 968 km², representando el 0,25% de la superficie del país (CONABIO, 1998; Aguilar, 1990 citado en CONABIO, 2004); INEGI, 2014; Arredondo-Figueroa *et al.*, 2007); INAFED, 2010).

La totalidad de los cuerpos de agua del estado de Morelos, así como el mismo estado pertenecen a la región hidrológica “Río Balsas” con una superficie de 4 958.22 km². El río Balsas es el más grande del sur del país y también es conocido como Atoyac, Mezcala o Zacatula, y desemboca en el Océano Pacífico. El estado cuenta con siete ríos que recorren gran parte del territorio. En el estado el río Balsas se encuentra dividido en 3 subcuencas: la del río Amacuzac, que tiene una superficie de 4 303,39 Km²; la del Nexapa o Atoyac, con 673,17 km² y la del Balsas-Mezcala, con 1,6 km². Existen siete lagos de diversas características de los que el lago Tequesquitengo destaca por su volumen de 120 000 000 m³ y 124 embalses entre presas y bordos, y alrededor de 50 manantiales. Dentro de las presas, cabe mencionar a las de reciente construcción “Los Carros” (10 000 000 m³) y Cayehuacán (13 000 000 m³) (Contreras-MacBeath, 1995; Gómez-Márquez *et al.*, 2011).

El estado se ubica en la llamada subregión Transicional Mexicana, considerada como la ruta histórica de dispersión para organismos provenientes del Norte y Sudamérica, por lo que tiene presencia de especies nativas pertenecientes a grupos neárticos y neotropicales (Contreras-MacBeath, 1995).

El municipio de Ayala se encuentra en la parte central del estado, se ubica entre los 18°46' norte y los 98°59' oeste, a 1,220 metros sobre el nivel del mar. Limita al norte con los municipios de Yautepec, Cuautla y Yecapixtla, al sur con Tepalcingo y Tlaquiltenango; al este con Temoac, Jantetelco y Jonacatepec; mientras que al oeste con Tlaltizapán y Yautepec. La distancia aproximada a la capital del estado es de 60 km. Tiene una extensión territorial de 345.688 km² y representa el 6.97% con respecto a la superficie del estado. El municipio forma parte de los fértiles valles del Plan de Amilpas, los cerros más importantes son El Tenayo, El Aguacate, El Jimil y el cerro Prieto que alcanzan alturas del orden de 1,500 msnm (metros sobre el nivel del mar) (INAFED, 2010; INEGI, 2009). Este municipio cuenta con 3 embalses temporales y 8 permanentes (Gómez-Márquez *et al.*, 2011).

Hidrología: Este municipio se beneficia con la afluencia de la microcuenca del río Cuautla, del río Ayala que se favorece con los escurrimientos de las barrancas, El Hospital y Calderón; estos ríos se juntan al este de la cabecera y siguen su curso, hacia el sur, pasando por Abelardo L. Rodríguez, Olintepec y Moyotepec, en donde recibe las aguas de la barranca de Ahuehuevo. Parte oriente del municipio, la cruza la barranca de la Cuera, los Papayos y los Guayabos, que atraviesan Tlayecac, sigue hacia el sur pasando por Jaloxtoc, aguas abajo se une al río Cuautla. Posteriormente este río sigue por San Vicente de Juárez y Tecomalco, para desembocar en el río Amacuzac (este río es el más importante de la entidad con su recorrido de 68,8 km) y finalmente al río Balsas. Se cuenta también con pequeños manantiales como el Axocoche, El Colibrí y el Platanal; además de unos pequeños vasos de agua en Anenecuilco, Jaloxtoc, Moyotepec y la presa Palo Blanco (INAFED, 2010).

Clima: El clima es Awo(w)(i)g cálido subhúmedo con lluvias en verano (temperatura media anual mayor de 22 °C y temperatura del mes más frío de mayor > 18 °C), con precipitación media anual de 800 mm (precipitación del mes más seco entre 0-60 mm) y tiene una temperatura media anual de 24°C, el viento tiene una dirección de noreste a suroeste (INAFED, 2010; García, 2004). **Vegetación:** La vegetación es selva baja caducifolia, principalmente encontramos: cubata (*Acacia cochliacantha*), framboyanes (*Delonix regia*), guamuchil (*Pithecellobium dulce*), bonete (*Pileus mexicanus*), huizache (*Acacia* sp), cazahuate (*Ipomoea arborescens*), tulipán (*Tulipa* sp), amate amarillo (*Ficus petiolaris*), copal (*Bursera fagaroides*), tepehuaje (*Lysiloma acapulcensis*), quintonil (*Maranthus hybridus*), Chirimoyo (*Annona cherimola*), anona (*Annona squamosa*), mamey (*Mammea americana*) nanche (*Byrsonima crassifolia*), bonete (*Pileus mexicana*), pápalo (*Porophyllum tagetoides*), verdolaga (*Portulaca oleraceae*), guayabo (*Psidium guajaba*), ciruelo (*Prunus* sp), pitayo (*Stenocereus dumortieri*), querengue (*Vytex pyramidata*), guaje colorado (*Leucaena esculenta*), mezquite (*Prosopis juliflora*), palo dulce (*Eysenhardtia polystachya*). **Fauna.** La fauna es muy variada, entre otras especies se encuentran: murciélago vampiro (*Desmodus rotundus*), murciélago lengüilargo (*Glossophaga soricina*), conejo (*Sylvilagus floridanus*), rata de campo (*Sigmodon hispidus*), ratón (*Liomys irroratus*), armadillo (*Dasyproctidae* sp), tlacuache (*Didelphis marsupialis*), zorra (*Urocyon cinereoargenteus*), zorrillo (*Spilogale angustifrons*), coyote (*Canis latrans*), zopilote (*Coragyps atratus*), urraca (*Pica* sp), lechuza (Tytonidae), gavilán (*Accipiter nisus*), iguana (*Iguana* sp), mapache (*Procyon* sp), etc. Respecto a la fauna íctica se encuentran: mojarra tilapia (*Oreochromis niloticus*), bagre (*Ictalurus balsanus*) (INEGI, 2000 en: Orozco, 2013; INAFED, 2010). Se tienen observaciones de campo en este y otros bordos cercanos de poecílidos (familia Poeciliidae: *Poecilia* sp, *Poeciliopsis* sp, *Heterandria bimaculata*), y cíclidos (tilapia *Oreochromis niloticus* y mojarra criolla *Cichlasoma* sp) (García, 2011; Granados-Ramírez *et al.*, 2014). En estos bordos se suelen aprovechar además de la tilapia nilotica, la langosta australiana (*Cherax quadricarinatus*) y el caracol tote (*Pomacea flagellata*). El municipio tiene a los alrededores cultivos principalmente de maíz (*Zea mays*), caña (*Saccharum* sp), sorgo (*Sorghum* spp), arroz (*Oryza sativa*), frijol (*Phaseolus vulgaris*), pepino (*Cucumis sativus*) y cebolla (*Allium cepa*) y se presenta el criadero de ganado bovino, caprino, y equino (INAFED, 2010).

Suelo: Los tipos de suelos que predominan en el municipio se describen a continuación: Vertisol pélico y háplico; Chernozem (suelos con profundidad mínima de 15 cm y alto contenido de materia orgánica), Castañozem (suelos con alto contenido de materia orgánica, color pardo o castaño y composición a base de caliza), Feozem haplico y Litosol (suelos delgados y pedregosos de topografía accidentada y susceptibles a la erosión) (INEGI, 2009; INAFED, 2010).

El bordo “La Palapa” se localiza en el estado de Morelos en el municipio de Ayala (Fig. 1) a los 18° 43' 7.385" Norte y 98° 54' 43.095" Oeste a 1240 msnm; tiene una superficie de 3.26 Ha, un volumen de 123,061 m³ y ha sido clasificado como un cuerpo de agua permanente (Gómez-Márquez *et al.*, 2011).

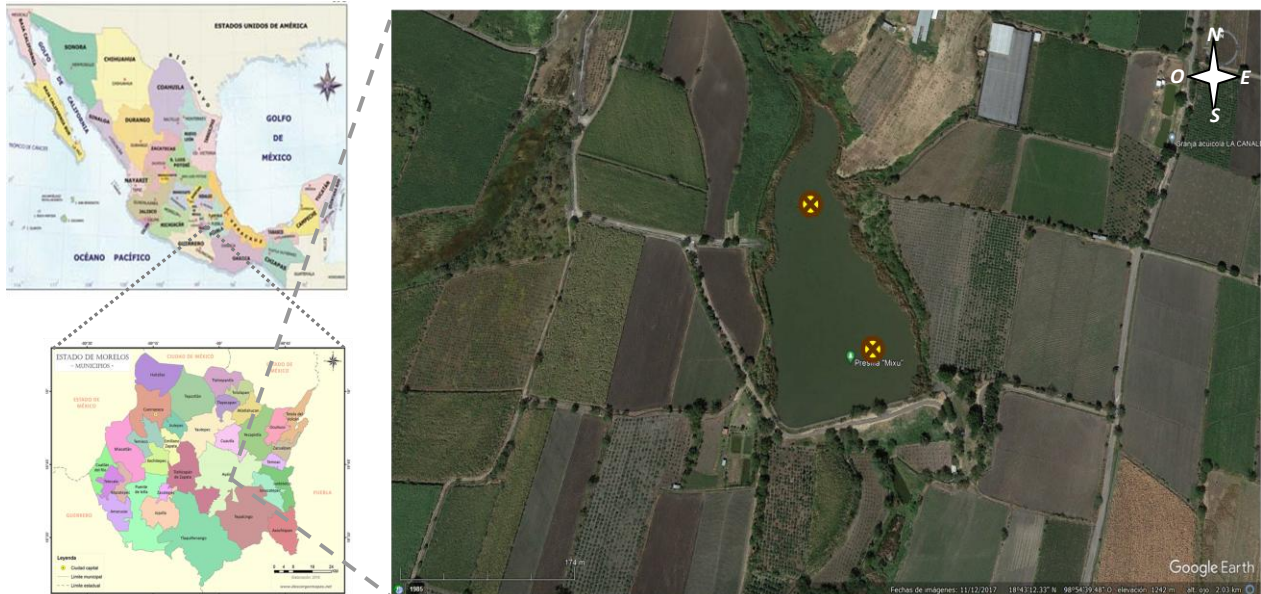


Figura 1. Ubicación geográfica del municipio de Ayala y el cuerpo de agua la Palapa, Morelos.

Material y método

Fase de campo

Muestreo y determinaciones realizadas *in situ*.

El presente estudio se llevó a cabo durante el periodo comprendido de septiembre 2013 a agosto 2014, se tomaron muestras mensuales entre las 12:00 y 15:00 h en dos estaciones del bordo “La Palapa” ubicado en el municipio de Ayala, Morelos.

Las muestras para fitoplancton y parámetros químicos, se colectaron por medio de una botella toma muestras tipo Van Dorn de 2 L de capacidad. Para la determinación de los parámetros se tomaron muestras a diferentes profundidades dependiendo del nivel de agua en el sistema, en botellas de polietileno blancas de 1 L que se colocaron en hielo posterior a la determinación de los parámetros *in situ* (Moreno, 2003; Gómez-Márquez *et al.*, 2014). En el caso de los organismos fitoplanctónicos se tomaron las muestras con la botella Van Dorn a 0.3 m (zona superficial) y a 1 m de profundidad y se almacenaron en frascos de plástico cilíndricos de 60 ml, para su conservación las muestras fueron fijadas con acetato de lugol (3-5 gotas) según lo descrito por Schwoerbel (1975) y Moreno (2003).

Se determinaron los siguientes parámetros *in situ* (Tabla 1).

Tabla 1. Variables físico-químicas determinadas *in situ* en el bordo La Palapa (Cervantes, 1984^a; Gómez-Márquez *et al.*, 2014^b)

| Parámetro | Técnica/equipo | Marca/Modelo |
|---|--|---------------------|
| Temperatura ambiente (°C) ^b | Termómetro de inmersión | BRANNAN (-1 a 51°C) |
| Temperatura del agua (°C) ^b | Oxímetro | HANNA-HI9146 |
| Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) | | |
| Visibilidad (m) ^b | Disco de Secchi | |
| Profundidad máxima (m) | | |
| Sólidos totales disueltos STD (ppm) | Multiparámetros | HANNA-HI991300 |
| pH ^b | | |
| Conductividad (µS cm ⁻¹) ^b | | |
| Alcalinidad (mg L ⁻¹) ^{a,b} | Indicadores (Fenolftaleína y anaranjado de metilo) | |
| Dureza total (mg L ⁻¹) ^{a,b} | Complejométrico | |

Fase de laboratorio

Determinación de Nutrientos

Las muestras se colocaron en refrigeración (4°C) para su conservación y posterior determinación en el laboratorio con base a los métodos mencionados en la Tabla 2.

Tabla 2. Variables químicas y biológicas determinadas en el laboratorio (Cervantes, 1984^a; Gomez-Marquez *et al.*, 2014^b; Contreras, 1994^c).

| Parámetro | Método |
|--|------------------------------------|
| Nitratos (mg L ⁻¹) ^{a,b} | Ácido fenoldisulfónico |
| Nitritos (mg L ⁻¹) ^{a,b} | Ácido sulfanílico |
| Amonio (mg L ⁻¹) ^{a,b} | Azul de indofenol (fenato) |
| Ortofosfatos (mg L ⁻¹) ^{a,b} | Fosfomolibdato de amonio |
| Fosforo total (mg L ⁻¹) ^{a,b} | Fosfomolibdato con digestión acida |

| | |
|---|-----------------------|
| Sulfatos (mg L⁻¹)^b | Método turbidimétrico |
| Silicatos (mg L⁻¹)^b | Molibdosilicato |
| Clorofila <i>a</i> (µg L⁻¹)^c | Espectrofotométrico |

Identificación y cuantificación del fitoplancton

La cuantificación del fitoplancton se realizó siguiendo el método de Uthermöl (Schwoerbel, 1975), empleando cámaras de sedimentación cilíndricas (Wetzel y Likens, 2000) de 2.1 cm de diámetro, 2.2 cm de altura y un volumen de 8 ml; de las muestras fijadas se tomó 1 ml, se diluyó con agua destilada y dejó sedimentar por 24 h. Los conteos se efectuaron con ayuda de un microscopio invertido a un aumento de 40X, el conteo fue realizado por transectos horizontales, se contabilizó el número de células, colonias, filamentos o cenobios, considerando la forma en que los taxa ocurren en la naturaleza (Moura *et al.*, 2021) y los resultados se expresaron como número de organismos/individuos mL⁻¹ (org mL⁻¹). La identificación se realizó hasta el nivel taxonómico posible con ayuda de los manuales para identificación de algas epicontinentales siguientes: Needham y Needham (1972); John *et al.* (2002); Ortega, (1984); Dillard (1989); Comas (1996); Ettl & Gartner (1988); Kramer & Lange-Bertalot (1986); Kramer & Lange-Bertalot (1988); Kramer & Lange-Bertalot (1991a); Kramer & Lange-Bertalot (1991b); Bellinger & Sigeo, (2010).

Estimación de la biomasa fitoplanctónica (Evaluación de la clorofila *a*)

La biomasa algal es el peso de los organismos fitoplanctónicos en la columna de agua, se puede reportar como gramos de peso seco, gramos de carbón o biovolumen, debido a la complejidad de su cuantificación comúnmente se emplean algunas variables como estimadores de esta (e.g. Clorofila *a*, transparencia al disco de Secchi, ST suspendidos y carbono particulado total). Una de las formas indirectas para estimar la biomasa fitoplanctónica es a través de la concentración de la clorofila *a*. La clorofila es una familia de moléculas relacionadas designadas *a*, *b*, *c* & *d* de estas la clorofila *a* es dominante en todas las algas eucariotas, así como en las procariotas algas verde-azules (Cyanobacteria) de ahí la importancia de su medición en análisis del estado trófico de cuerpos de agua, ya que permite estimar su productividad (Carlson & Simpson, 1996).

Para la cuantificación de clorofila *a* contenida en las muestras, estas se filtraron por medio de una membrana millipore de 0.47 µm, posteriormente el filtro fue almacenado en un frasco de polietileno en condiciones de total oscuridad y refrigeración (0 °C) hasta su determinación en el laboratorio. Para la extracción el filtro se colocó en un tubo de centrifuga, se le añadieron 2-3 ml de acetona (90%) y se maceró completamente con ayuda de una varilla de vidrio, terminado esto se adicionó mas acetona hasta obtener un volumen de 10ml. El extracto se dejó reposar en oscuridad durante 2 horas a temperatura ambiente y posteriormente se centrifugó durante 10 minutos a 4 000 rpm. Inmediatamente se extrajo el sobrenadante con una pipeta Pasteur y se vació en una celda de cuarzo para llevar a cabo su lectura en el espectrofotómetro a las siguientes longitudes de onda: 750nm (para corrección por turbiedad), 665 (clorofila *a*), 645 (clorofila *b*) y 630nm (clorofila *c*). Para calibrar el espectrofotómetro se utilizó un blanco de acetona al 90 %. Los cálculos realizados fueron los siguientes:

$$Chl\ a\ [\mu g/L] = \frac{(11.64 * (A_{665} - A_{750}) - 2.16 (A_{645} - A_{750}) + 0.10 * (A_{630} - A_{750})) * v}{v}$$

$$Chl\ b\ [\mu g/L] = \frac{(20.97 * (A645 - A750) - 3.94 (A665 - A750) - 3.66 * (A630 - A750)) * v}{v}$$

$$Chl\ c\ [\mu g/L] = \frac{(54.22 * (A630 - A750) - 14.81(A645 - A750) + 5.53 * (A663 - A750)) * v}{v}$$

A= densidad óptica medida en las longitudes de onda indicadas en (nm); v= volumen del extracto en ml;
V= volumen de agua filtrada en L (SCOR/UNESCO, 1980; en Contreras, 1994).

Fase de gabinete (análisis de datos)

Índice del estado trófico (IET)

Este índice propuesto por Carlson (1977) es útil para medir el grado de eutrofización en aguas lénticas (Tabla 3). Se determina a través de variables como la transparencia o visibilidad al disco de Secchi (TSI Ds), la concentración de clorofila a (TSI Cl) y el fósforo total (TSI Pt) (De la Lanza *et al.*, 2000; Fairchild *et al.*, 2005). Este varía entre 0 y 100, que corresponde desde valores oligotróficos a hipereutróficos (Moreno-Franco *et al.*, 2010; Carlson, 1977).

El Índice de estado trófico se obtiene para cada una de las tres variables y el valor del TSI total se obtiene sacando la media de los valores de TSI de las tres variables (Tabla 4) (Shimada *et al.*, 2012).

Tabla 3. Escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua, modificado de Carlson (1977; 1980; en Moreno-Franco *et al.* (2010).

| Estado de eutrofia | TSI | DS (m) | P _{tot} (mg/m ³) | Clor a (mg/m ³) |
|---------------------------------------|-----|--------|---------------------------------------|-----------------------------|
| Oligotrófico (TSI < 30) | 0 | 64 | 0.75 | 0.04 |
| | 10 | 32 | 1.5 | 0.12 |
| | 20 | 16 | 3 | 0.34 |
| | 30 | 8 | 6 | 0.94 |
| Mesotrófico (30 < TSI < 60) | 40 | 4 | 12 | 2.6 |
| | 50 | 2 | 24 | 6.4 |
| | 60 | 1 | 48 | 20 |
| Eutrófico (60 < TSI < 90) | 70 | 0.5 | 96 | 56 |
| | 80 | 0.25 | 192 | 154 |
| | 90 | 0.12 | 384 | 427 |
| Hipereutrófico (90 < TSI > | 100 | 0.06 | 768 | 1183 |

| | | | | |
|---|--|-------------------|-------------------|---------------------------|
| 100) | | | | |
| Relación de los parámetros de eutrofización | | $\frac{TSIDS}{2}$ | $2 \times TSI PT$ | $\sqrt{7.8TSIClof\alpha}$ |

Tabla 4. Fórmulas para estimar el estado trófico aplicando los indicadores de eutrofia

| Parámetros de eutrofización | Carlson (1977;1980) | Aizaki et al. (1981) |
|------------------------------------|---|--|
| Transparencia (D_s) (m) | $TSI DS = 60 - 14.41Ln(Ds)$ | $TSI Ds = 10X(2.46 + \frac{3.76 - 1.57Ln(Ds)}{Ln2.5})$ |
| Fósforo total (P_t) (mg/l) | $TSI Pt = 14.42Ln(Pt) + 4.15$ | $TSI Pt = 10 X(2.46 + \frac{6.68 - 1.15Ln(Pt)}{Ln2.5})$ |
| Clorofila a (clorf a) (mg/m^3) | $TSI Clorf \alpha = 9.81Ln(Clorf\alpha) + 30.6$ | $TSI Clorf \alpha = 10 X(2.46 + \frac{Ln(Clorfa)}{Ln2.5})$ |

Modificado de Carlson (1977; 1980) y Aizaki *et al.* (1981) en Moreno-Franco *et al.* (2010).

Atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica

La estructura espacial y temporal de la riqueza y abundancia del fitoplancton refleja la dinámica ambiental en estos ecosistemas, permitiendo el seguimiento de los servicios ecosistémicos (suministro de agua) así como de procesos de eutrofización y calidad del agua en los cuerpos de agua (Moura *et al.*, 2021).

El término diversidad engloba dos propiedades fundamentales de las comunidades: riqueza de especies y la desigualdad en las abundancias específicas (Borics *et al.*, 2021). La posición que ocupa cada una de las especies que componen la comunidad fitoplanctónica (jerarquización) en cuanto a su presencia temporal y espacial y su abundancia, se puede determinar mediante el método de Olmstead-Tukey (Gómez-Márquez *et al.*, 2013). Esta prueba sirve para clasificar a las especies como: dominantes, ocasionales, constantes y raras en función de la frecuencia relativa o de aparición de cada especie (eje X) contra el ln de la abundancia absoluta (eje Y) (Sokal y Rohlf, 1981).

La diversidad específica se puede evaluar por medio de bioíndices generados por conteos y caen en las siguientes categorías: Riqueza (índice de Margalef), equidad/dominancia (índice de Simpson e índice de Pielou) y combinación riqueza/equidad (índice de Shannon-Wiener). Uno de los índices más simples y usados es el de Margalef (1958) que combina datos de número total de especies (S) y número total de individuos (N) y cuya ecuación es la siguiente: $d = (s - 1) / \log_e N$ (Bellinger & Sigeo, 2013).

Para determinar las características de la población fitoplanctónica y la biodiversidad se utilizó el índice de diversidad (H') de Shannon-Wiener. Este índice es desarrollado en la teoría de la comunicación y mide la entropía como el grado de incertidumbre en la identidad de la especie a la que pertenece un individuo seleccionado al azar de la comunidad, de modo que una comunidad donde todas las especies tienen la misma abundancia tendrá una alta entropía, que se traduce como una alta diversidad. El índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza) y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies y su expresión es la siguiente:

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i * (\ln p_i)$$

Donde p_i es la proporción numérica de cada especie respecto del total de organismos contados en una muestra ($p_i = n/N$) y la diversidad es expresada en bits por individuo. En este caso, la diversidad está determinada por las proporciones de los individuos de las especies más comunes (equitatividad) y sólo en segundo término por la extensión de la lista de especies (riqueza). De este modo la predominancia de unas cuantas especies resulta en valores bajos de diversidad y viceversa (Moreno, 2003; Moreno *et al.*, 2011).

También se evaluó la equidad (J) por medio del índice de Pielou (Pielou, 1975) para estimar el valor máximo de diversidad, siendo que cuando todas las especies poseen la misma abundancia se alcanza la uniformidad máxima en la comunidad y el cociente tiende a 1, por el contrario, tiende a cero a medida que las abundancias relativas de las especies se hagan menos equitativas.

La expresión que define al índice de Pielou es:

$$J' = H' / H_{max}$$

Donde:

J' = Índice de equidad

H' = Índice de Shannon-Wiener

H_{max} = Es el $\ln S$, que es la diversidad bajo condiciones de máxima equidad.

Para extraer más información acerca de la equitatividad dentro de la comunidad fitoplanctónica se determinó la dominancia específica (D) (Moreno, 2001) como sigue:

$$D = 1 - J'$$

D = Índice de dominancia

J' = Índice de equidad

Cuando el cociente resultante tiende a cero, la dominancia es baja, pero si tiende o es igual a 1, entonces la dominancia es alta.

Análisis estadísticos/multivariados

Se utilizaron los siguientes programas Microsoft Office Excel (2007), Small Stata (12), PAST v. 4.11 y Statgraphics Centurión XVI Versión 16.1.18, para la realización de los análisis estadísticos y multivariados, diagramas, tablas y gráficos de las variables.

Debido a que a que los datos no se ajustaban a los supuestos de normalidad y homocedasticidad requeridos para métodos paramétricos se optó por pruebas no paramétricas para determinar la existencia de diferencias significativas entre las variables bióticas y abióticas. Se empleó la prueba **W de Mann-Whitney** o **Wilcoxon** para establecer el comportamiento de las variables por estaciones de muestreo y la prueba de **Kruskal-Wallis ($p < 0.05$)** para el análisis de la variación espacial (profundidades) y temporal (meses).

Para caracterizar a la comunidad fitoplanctónica, se requiere analizar los patrones de distribución y afinidad del fitoplancton con las variables abióticas para determinar cuáles de los parámetros físicos, químicos y biológicos influyen más en el comportamiento de la misma (Gómez-Márquez *et al.*, 2013; Marques, 2004).

Se aplicó el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) empleando el programa PAST v. 4.11, este es un método multivariado empleado para determinar la influencia de las variables físicas, químicas y biológicas sobre los grupos del fitoplancton.

Resultados

Parámetros Físicos, Químicos y bióticos de “La Palapa”

En la Tabla 5 se muestran los valores máximos y mínimos promedio de ambas estaciones.

La temperatura del agua máxima fue 30.1 °C y se registró en los meses de marzo en la estación 2 y en abril en la estación 1 a 0.3 m de profundidad para ambas, mientras que la temperatura mínima fue de 18.6 °C en el mes de enero en la estación 1 a una profundidad de 2 m.

La profundidad máxima que se registro fue de 4.5 m en estación 1 en el mes de Julio y la mínima de 1.35 m en el mes de octubre en la estación 2. Con respecto a la transparencia (visibilidad al disco de Secchi) los valores en ambas estaciones fueron similares, siendo el valor máximo de 55 cm en el mes de julio y el mínimo de 17 cm en el mes de marzo. Se observaron los valores máximos de visibilidad del disco de Secchi en los meses de mayor profundidad máxima y mayor precipitación. En cuanto a su estado trófico IET La Palapa se presentó como un sistema eutrófico (IET 60-80) con una inclinación hacia el estado mesotrófico en el mes de abril (IET=64.1).

Tabla 5. Variables Físicas, Químicas y Bióticas del bordo “La Palapa”

| Parámetros | Máxima | Mínima | Promedio |
|---|--------|--------|----------|
| Temperatura del agua (°C) | 30.1 | 18.6 | 24.96 |
| Temperatura ambiente (°C) | 35.0 | 26.0 | 29.48 |
| Precipitación (mm) | 285.5 | 0.0 | 72.5 |
| Profundidad (m) | 4.5 | 2 | 3.2 |
| Transparencia (cm) | 50 | 21 | 35 |
| O ₂ disuelto (mg L ⁻¹) | 19.9 | 0.02 | 8.9 |
| Alcalinidad ttl (mg L ⁻¹) | 315 | 155 | 243.1 |
| Dureza total (mg L ⁻¹) | 1022 | 428 | 673.3 |
| pH | 9.15 | 7.5 | 8.5 |
| STD (mg L ⁻¹) | 789 | 364 | 652 |

| | | | |
|--|--------|-------|--------|
| Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 1695 | 934 | 1270 |
| Nitratos (mg L^{-1}) | 0.612 | 0.055 | 0.104 |
| Nitritos (mg L^{-1}) | 0.0115 | 0.000 | 0.0027 |
| Amonio (mg L^{-1}) | 0.366 | 0.010 | 0.102 |
| Ortofosfatos (mg L^{-1}) | 0.166 | 0.001 | 0.030 |
| Fosforo total (mg L^{-1}) | 0.609 | 0.021 | 0.248 |
| Silicatos (mg L^{-1}) | 57.9 | 2.4 | 38 |
| Sulfatos (mg L^{-1}) | 122.4 | 19.4 | 57 |
| Clorofila α ($\mu\text{g L}^{-1}$) | 53.4 | 11.7 | 27.4 |
| IET | 78 | 62.6 | 72.6 |

Tabla 6. Resultados de las pruebas estadísticas (no paramétricas) aplicadas a los datos de calidad del agua del bordo "La Palapa" (*valor-P<0.05 existe diferencia significativa)

| Parámetro | Estación | Profundidad | Mes |
|-------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | (W de Mann-Whitney) | (Kruskal-Wallis) | (Kruskal-Wallis) |
| Oxígeno disuelto | valor-P = 0.2388 | Valor-P < 0.0500* | Valor-P < 0.0500* |
| T. del agua | valor-P = 0.7538 | Valor-P < 0.0500* | Valor-P < 0.0500* |
| pH | valor-P = 0.2083 | Valor-P < 0.0500 | Valor-P = 0.3126 |
| Dureza total | valor-P = 0.8123 | Valor-P = 0.6394 | Valor-P < 0.0500* |
| Alcalinidad ttl | valor-P = 0.7036 | Valor-P = 0.8689 | Valor-P < 0.0500* |
| Conductividad | valor-P = 0.6909 | Valor-P = 0.6841 | Valor-P < 0.0500* |
| STD | valor-P = 0.9668 | Valor-P = 0.6404 | Valor-P < 0.0500* |
| Nitratos | valor-P = 0.9000 | Valor-P = 0.6600 | Valor-P < 0.0500* |
| Nitritos | valor-P = 0.9148 | Valor-P = 0.0079 | Valor-P < 0.0500* |
| Amonio | valor-P = 0.8262 | Valor-P = 0.3918 | Valor-P < 0.0500* |
| Ortofosfatos | valor-P = 0.8399 | Valor-P = 0.0000 | Valor-P < 0.0500* |
| Fosforo total | valor-P = 0.9857 | Valor-P = 0.0669 | Valor-P < 0.0500* |
| Sulfatos | valor-P = 0.9008 | Valor-P = 0.5864 | Valor-P < 0.0500* |
| Silicatos | valor-P = 0.7576 | Valor-P = 0.4363 | Valor-P < 0.0500* |

No se presentaron diferencias significativas (W de Mann-whitney) entre estaciones para los parámetros de la calidad del agua, por lo que podemos concluir que ambas estaciones se comportan de manera homogénea. Respecto a los niveles de profundidad solo el oxígeno disuelto, la temperatura del agua, el pH, los nitritos y los ortofosfatos mostraron diferencias significativas, mientras que el resto de las variables se mantuvieron constantes. Como se puede ver en la Tabla 6, todos los parámetros mostraron diferencias de manera temporal (H, Kruskal-Wallis) excepto el pH que se mantuvo constante a lo largo del estudio.

Temperatura y precipitación

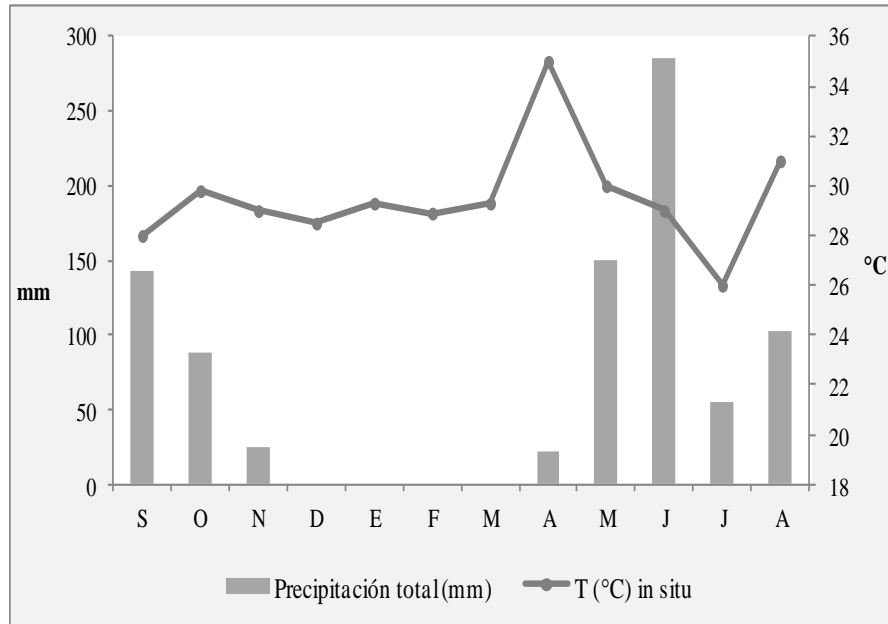


Figura 2. Variación temporal de la precipitación total* y la temperatura ambiente (2013-2014). *Los datos de precipitación fueron obtenidos del registro en línea de la estación meteorológica de Cuautla, Morelos (INEGI, 2014; INEGI, 2015), y la temperatura fue registrada *in situ* a orillas del bordo “La Palapa”.

Por medio de la Figura 2 se puede reconocer la estacionalidad climática en la zona de estudio caracterizada por la separación entre la temporada seca o de estiaje (noviembre del 2013 a abril del 2014) y la temporada de lluvias (septiembre a noviembre del 2013, y de mayo a agosto del 2014). Así mismo, la división de la época seca en seca fría (noviembre del 2013 a enero del 2014) y seca cálida (febrero a abril del 2014). La temperatura ambiente *in situ* más alta se registró en el mes de abril (35 °C) y la menor en julio (26 °C).

Visibilidad al disco de Secchi y profundidad máxima

El comportamiento de las dos estaciones de muestreo fue similar en cuanto a la lectura del disco de Secchi y no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (W=17.0; P=0.3323). Como se aprecia en la Figura 3, la máxima profundidad se registró en la época de lluvias y la menor en la época seca ($Z_{m\acute{a}x}$. 4.5 - 2 m respectivamente), esto mismo aconteció con el disco de Secchi cuya lectura se mantuvo en el intervalo de 21 - 50 cm, mayor en la época de lluvias.

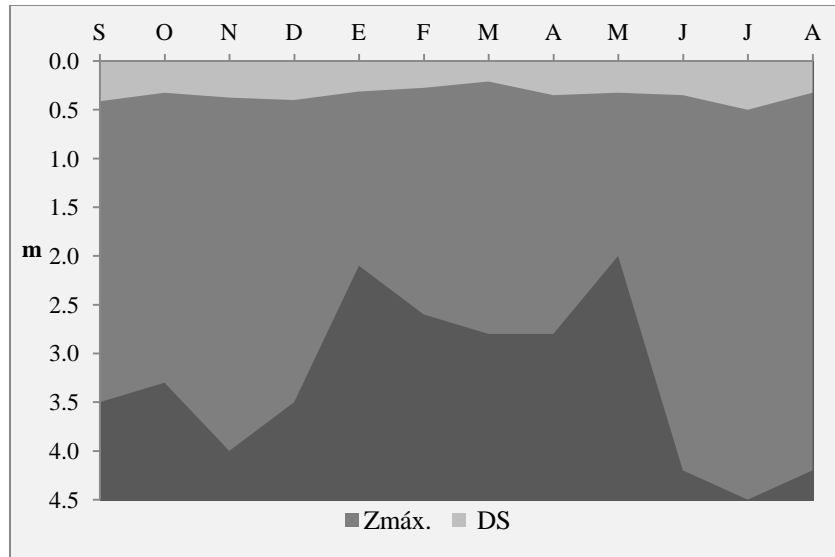


Figura 3. Variación temporal de la visibilidad al Disco de Secchi (DS) y la profundidad máxima en el bordo La Palapa.

Oxígeno disuelto y temperatura del agua

A continuación (Figuras 4 y 5) se muestra la variación temporal y espacial de la temperatura del agua y el oxígeno disuelto.

La temperatura del agua no presentó diferencias entre estaciones de muestreo ($W = 83.0$; $P = 0.753863$) pero sí entre meses ($H = 95.9402$; $P = 0.0$) y profundidades ($H = 39.5883$; $P = 3.821E-6$). El valor más elevado se registró en el mes de marzo a nivel superficial; $30.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ y el mínimo en el mes de enero a 2 m de profundidad; $18.6\text{ }^{\circ}\text{C}$.

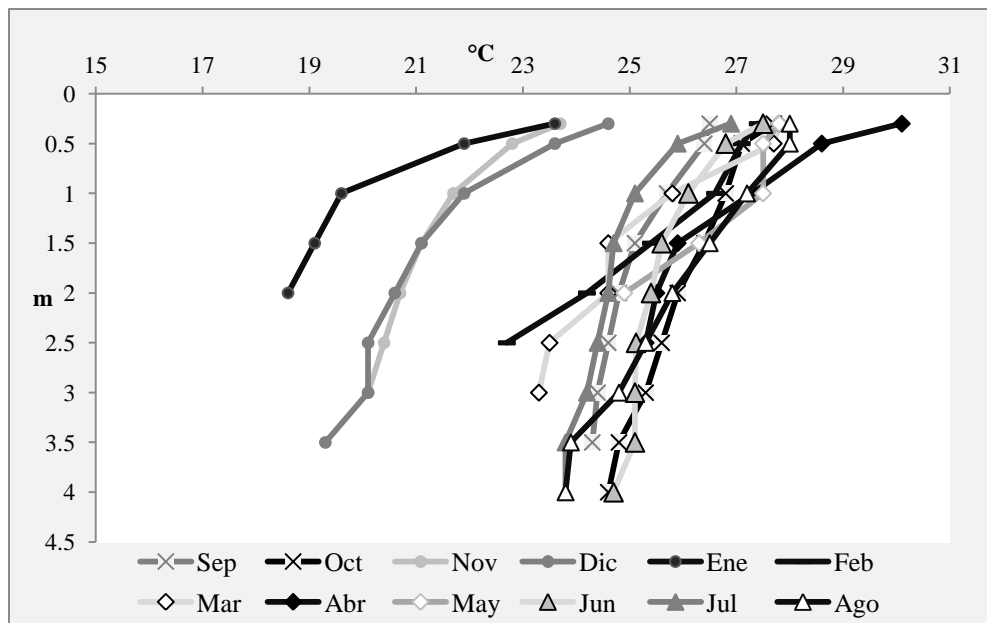


Figura 4. Variación espacial y temporal de la temperatura del agua en el bordo “La Palapa”

La concentración del oxígeno disuelto (OD) no mostró diferencias estadísticas entre las estaciones de muestreo ($W = 310.5$; valor- $P = 0.23881$) pero si entre meses ($H = 28.2072$; $P = 0.00300891$) y profundidades ($H = 121.685$; $P = 0.0$). El valor máximo se registró en el mes de marzo en la superficie; $19.9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ y el mínimo en el mes de agosto a $Z_{\text{máx.}} = 4 \text{ m}$; $0.05 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (Figura 4).

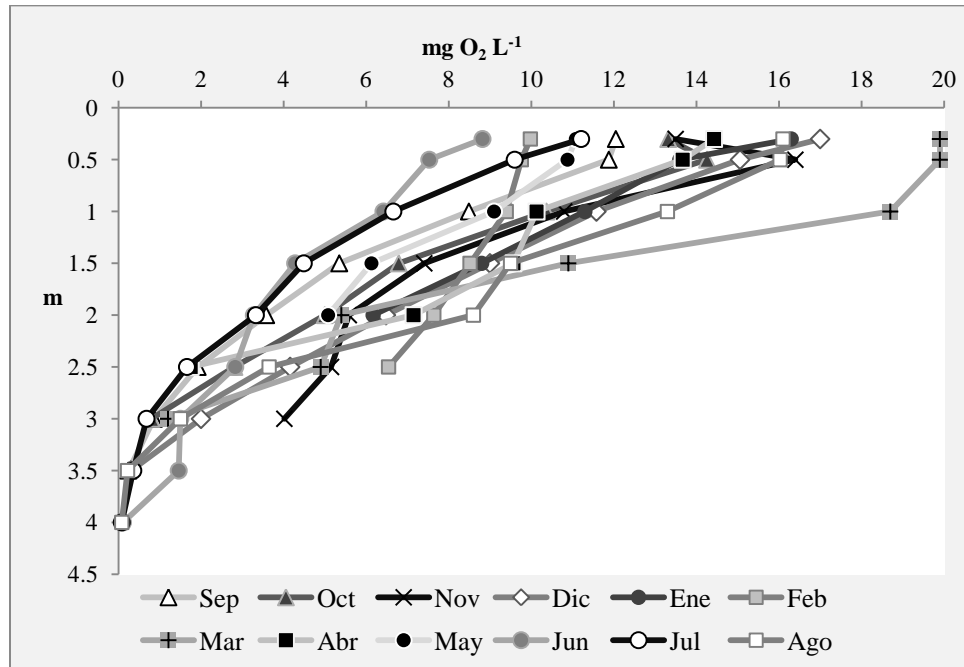


Figura 5. Variación espacial y temporal del O_2 disuelto en el bordo “La Palapa”.

pH

El pH tuvo un comportamiento similar en ambas estaciones ($W = 106.5$; $P = 0.208332$), diferente entre profundidades ($H = 40.4675$; $P = 8.48088 \times 10^{-9}$) y similar entre meses ($H = 12.7106$; $P = 0.312664$). El valor máximo se registró en el mes de julio en la superficie; 9.15, y el mínimo de 7.5 en junio a $Z = 3 \text{ m}$, como se puede apreciar en la figura 6:

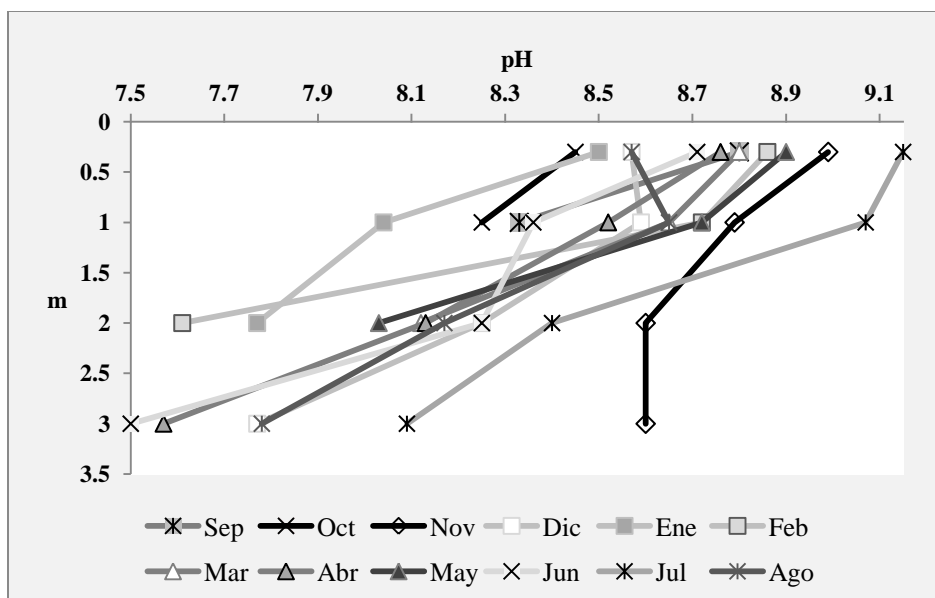


Figura 6. Variación temporal del pH con respecto a los niveles de profundidad.

Alcalinidad y dureza total

La alcalinidad total no presentó diferencias entre estaciones ($W = -32.5$; $P = 0.703677$), tampoco entre profundidades ($H = 0.718107$; $P = 0.868936$) pero sí de manera temporal ($H = 50.3834$; $P = 5.34022E-7$). En el mes de marzo se observaron los valores más altos de alcalinidad total con valor promedio de $285 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ y los valores mínimos en el mes de julio con valor promedio de $199 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ (Figura 7).

Por otra parte, la dureza total no mostró diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($W = 20.5$; $P = 0.812342$), tampoco entre profundidades ($H = 1.68859$; $P = 0.639471$) pero sí entre meses de muestreo ($H = 55.0294$; $P = 7.65439E-8$). La mayor concentración de dureza total se registró en el mes de febrero durante la época de secas, con promedio de $973 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ y la menor en agosto con $509 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ (Figura 7).

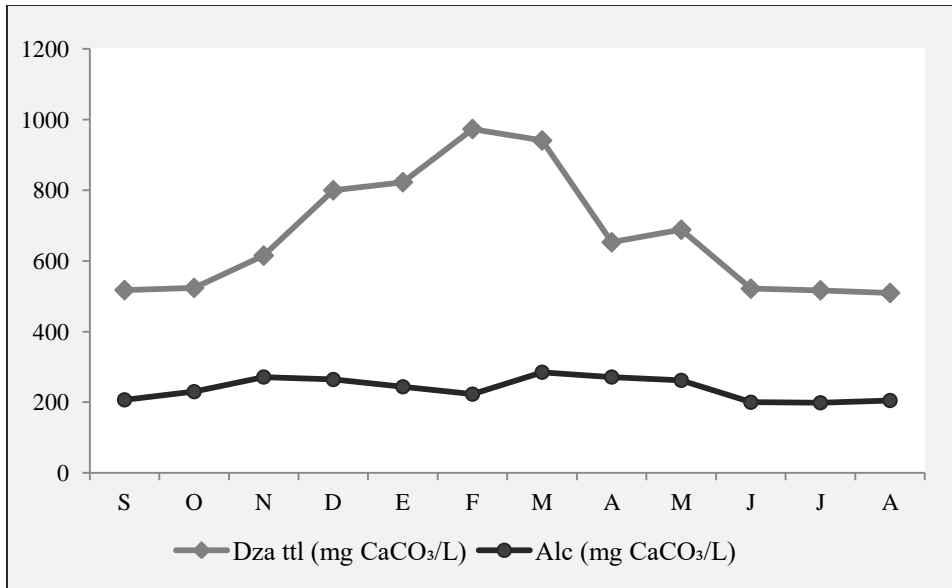


Figura 7. Variación de la Alcalinidad y dureza total en el bordo “La Palapa”, Mor.

Conductividad y sólidos totales disueltos (SDT)

La conductividad no mostró diferencias entre estaciones ($W = 34.0$; $P = 0.690924$) tampoco entre profundidades ($H = 1.49187$; $P = 0.684145$), pero sí entre meses ($H = 61.7607$; Valor- $P = 4.35887E-9$). Los valores más altos de conductividad se registraron en mayo con promedio de $1471 \mu\text{S}/\text{cm}$ y los más bajos en agosto con $977 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 8). Alc ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)

Para los sólidos disueltos totales (SDT) no hay diferencias entre las estaciones de muestreo ($W = 4.0$; valor- $P = 0.966854$), tampoco entre profundidades ($H = 1.68433$; $P = 0.64042$) pero sí entre meses de muestreo ($H = 57.6583$; $P = 2.51616E-8$). Los mayores valores se presentaron en el mes de septiembre con promedio de 750 ppm y los menores en el mes de agosto con promedio de 508 ppm (Figura 8).

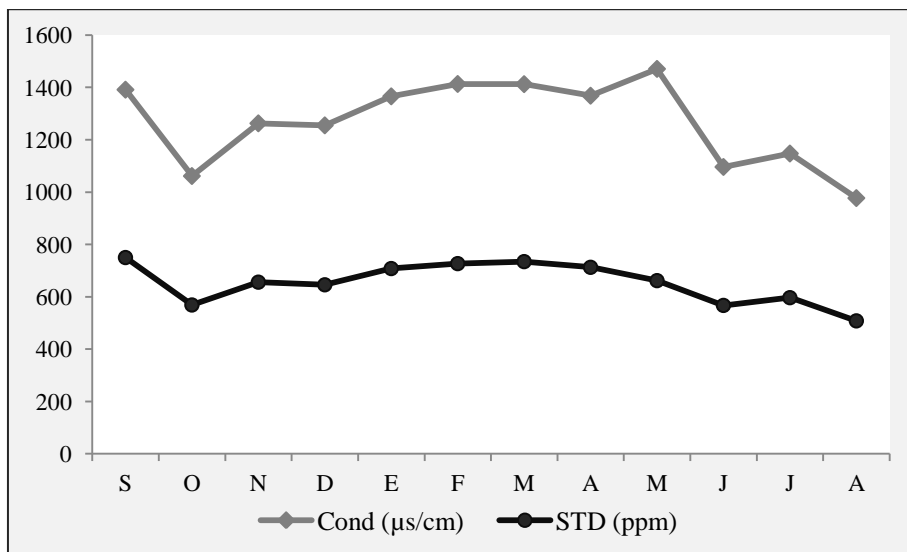


Figura 8. Variación de la Conductividad y sólidos totales disueltos para el bordo “La Palapa”.

Nutrientes

Nitratos, nitritos y amonio

Los nitratos no registraron diferencias entre estaciones de muestreo, ($W = 11.0$; $P = 0.900063$), tampoco entre niveles de profundidad ($H = 1.59706$; $P = 0.660054$) pero sí entre meses ($H = 34.605$; $P = 0.000287841$). Los valores más altos se observaron en el mes de julio (promedio de 0.245 mg L^{-1}) y los menores en mayo (promedio de 0.061 mg L^{-1}) (figura 9).

No se detectaron diferencias estadísticas para los nitritos no presentaron diferencias entre estaciones de muestreo, ($W = 9.5$; $P = 0.914884$), pero si entre niveles de profundidad ($H = 11.832$; $P = 0.00798086$) y meses ($H = 33.4058$; $P = 0.00045211$). Los valores más altos registrados en agosto (promedio de 0.009 mg L^{-1}) y los menores en septiembre (promedio de 0.001 mg L^{-1}) (Figura 9).

El comportamiento del amonio no mostró presente diferencias entre estaciones de muestreo, ($W = 19.0$; $P = 0.826211$), tampoco entre niveles de profundidad ($H = 2.9985$; $P = 0.391854$) pero sí entre meses ($H = 50.6924$; $P = 4.69763E-7$). Los valores mayores se presentaron en septiembre (promedio de 0.23 mg L^{-1}) y los menores en noviembre (0.02 mg L^{-1}) (Figura 9).

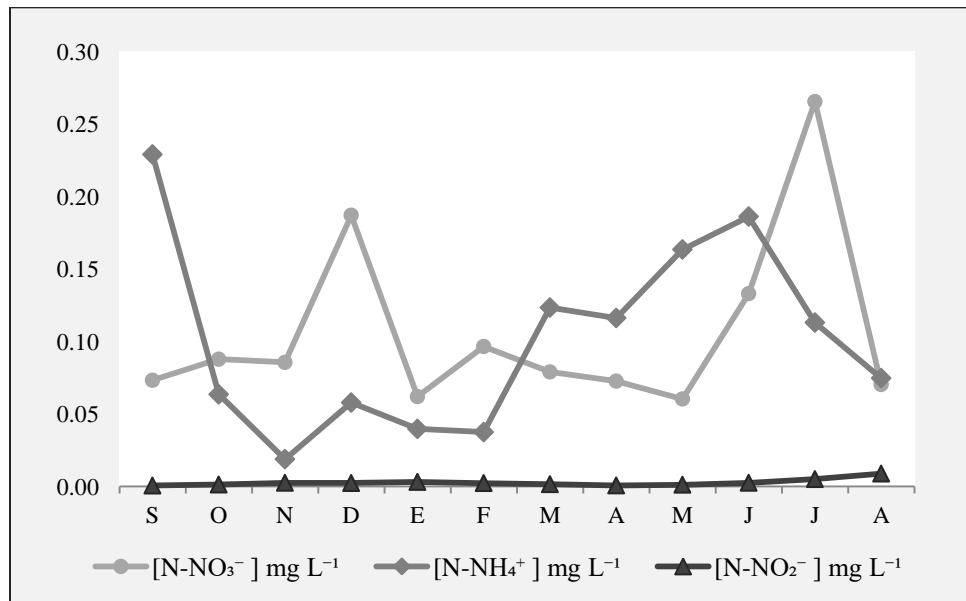


Figura 9. Comportamiento de los nitratos, nitritos y amonio para el bordo "La Palapa"

Ortofosfatos y fósforo total

Los ortofosfatos no presentaron diferencias entre estaciones de muestreo, ($W = -17.5$; $P = 0.839974$), pero si entre niveles de profundidad ($H = 21.6832$; $P = 0.000075$) y meses ($H = 26.2496$; $P = 0.00595694$). Los valores más altos fueron registrados en julio (promedio de 0.064 mg L^{-1}) y los menores en mayo (promedio de 0.004 mg L^{-1}) (figura 10).

El fósforo total no mostró diferencias entre estaciones de muestreo ($W = 2.0$; $P = 0.985791$), tampoco entre niveles de profundidad ($H = 7.16182$; $P = 0.0669133$), pero sí entre meses ($H = 43.3014$; $P = 0.0000096244$). Los mayores valores se presentaron en diciembre (promedio de 0.43 mg L^{-1}) y los menores en noviembre (0.10 mg L^{-1}) (figura 10).

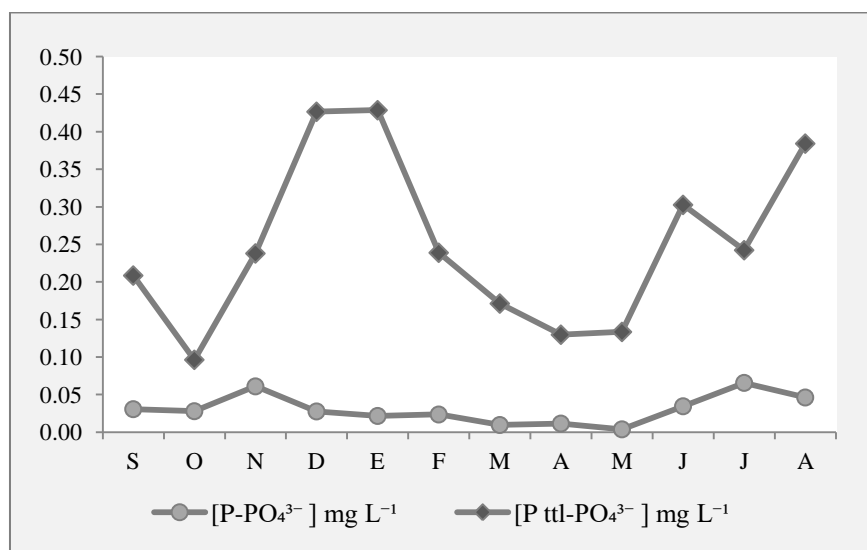


Figura 10. Variación de los ortofosfatos y el fósforo total registrados en el bordo “La Palapa”

Sulfatos

En los sulfatos no hay diferencias entre estaciones de muestreo ($W = -11.0$; valor- $P = 0.900824$), tampoco entre niveles de profundidad ($H = 1.93307$; $P = 0.586411$), pero sí entre meses ($H = 57.218$; $P = 3.03344E-8$). Los valores más altos fueron registrados en diciembre (promedio de 108 mg L^{-1}) y los menores en septiembre (promedio de 22 mg L^{-1}) (figura 11).

Silicatos

El comportamiento de los silicatos no mostró diferencias entre estaciones de muestreo ($W = 26.5$; $P = 0.757642$), tampoco entre niveles de profundidad ($H = 2.72309$; $P = 0.436314$) pero sí entre meses ($H = 60.9196$; $P = 6.25388E-9$). Los mayores valores se presentaron en mayo (promedio de 52 mg L^{-1}) y los menores en julio (5 mg L^{-1}) (figura 11).

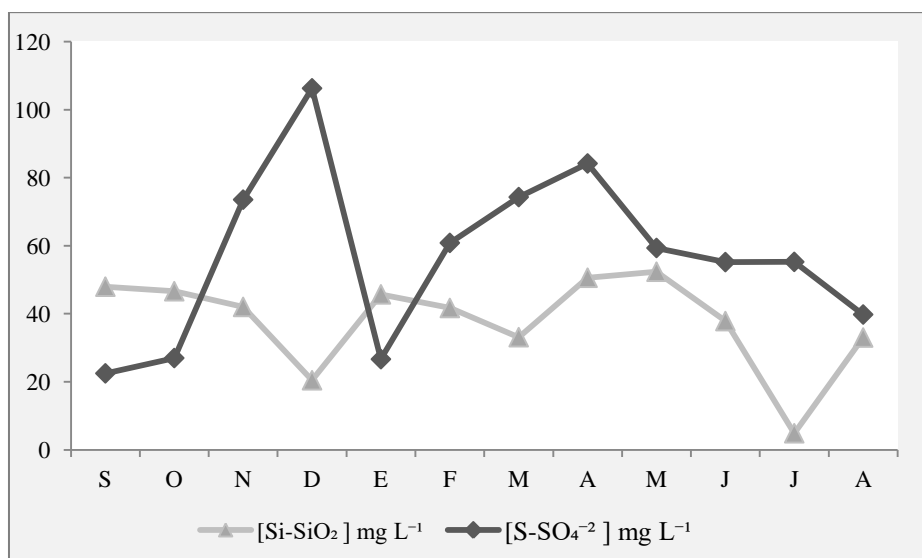


Figura 11. Sulfatos y silicatos registrados en el bordo "La Palapa".

Ciclo nictimera de oxígeno disuelto y temperatura del agua

En las figuras 12 y 13 se muestran la temperatura del agua y concentración de oxígeno disuelto realizados durante un ciclo de 24 horas en el bordo, los valores mas altos de Temperatura del agua y el oxígeno disuelto fueron 25.6 °C y (1 pm); 11.43 mg L⁻¹ O₂ (6 pm) respectivamente y los más bajos 22.8 °C (a las 7 am) y 0.1 mg L⁻¹ O₂ (a las 9 pm) respectivamente. La máxima homogeneidad en la temperatura de la columna de agua se alcanzó a las 7 am y en la concentración de O₂ disuelto a las 10 am.

No fue posible realizar un muestreo completo de 24 horas en el sistema debido a cuestiones de seguridad (de 9pm a 7am no se tomaron lecturas), pero las 7 lecturas de OD y temperatura muestran la estratificación que se produce en el sistema en las horas de mayor radiación solar y que esta tiende a desaparecer a partir de la puesta del sol, alcanzando una homogeneidad maxima en la noche y la madrugada como se observa en las curvas de datos correspondientes a las figuras 12 y 13, donde se tiende a una homogeneidad de la temperatura a lo largo de la columna de agua conforme la radiación solar desaparece. Con base a esto y reportes anteriores se puede suponer al bordo como un sistema polimíctico cálido continuo desde un punto de vista termico al estratificarse y mezclarse en un periodo de 24 horas.

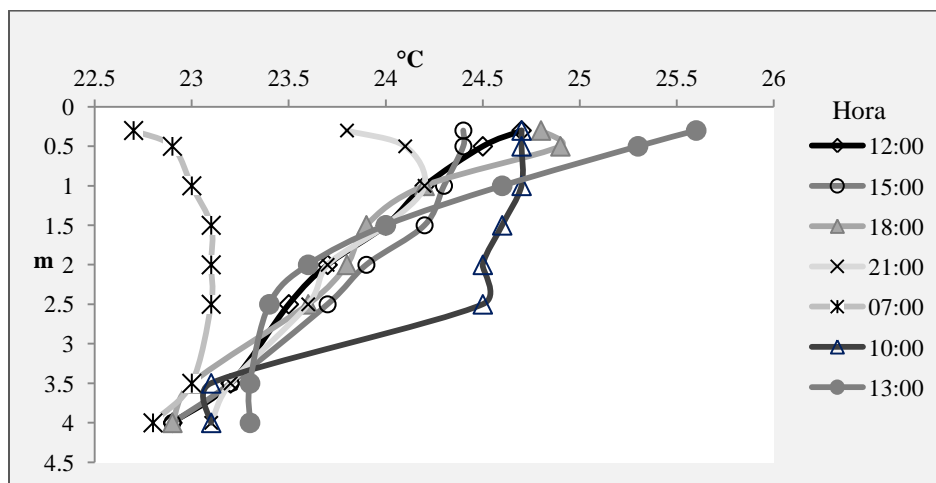


Figura 12. Perfil nictimera de la temperatura del agua para Septiembre del 2014 en el bordo "La Palapa"

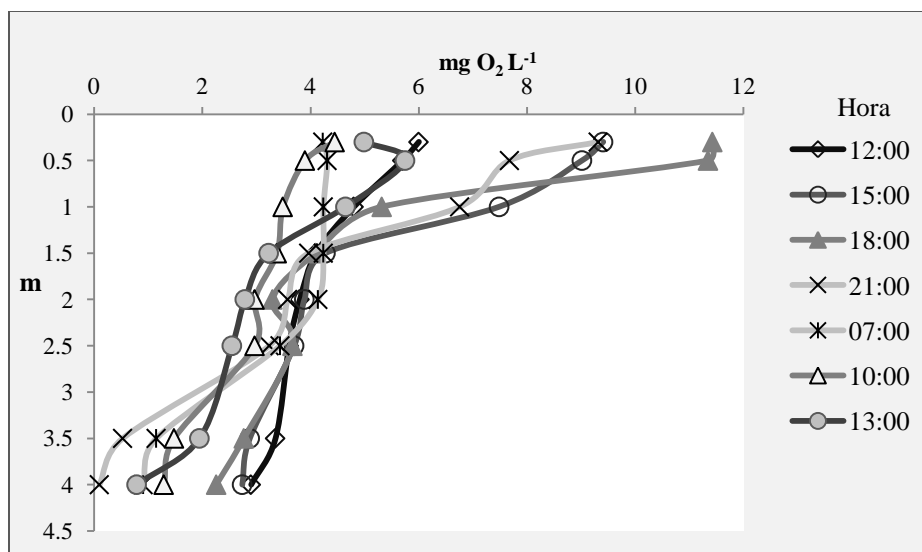


Figura 13. Perfil nictímero del oxígeno disuelto realizado en Septiembre del 2014 en el bordo “La Palapa”

Índice del estado trófico (IET)

En la tabla 7 el bordo La Palapa se puede clasificar como un sistema eutrófico con IET promedio de 72, y promedios, de visibilidad al disco de Secchi (0.35 m), fósforo total ($248 \text{ mg m}^{-3} \text{ P-PO}_4^{3-}$) y clorofila *a* (28 mg m^{-3}).

Tabla 7. Estado trófico del bordo La Palapa con base a la propuesta de Carlson (1977). Modificado de Carlson (1977; 1980) en: Moreno-Franco *et al.* (2010)

| Estado Trófico (TSI) | TSI | Disco Secchi (m) | P total (mg/m^3) | Clorofila (mg/m^3) |
|--|-----|------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| Oligotrófico (TSI <30) | 0 | 64 | 0.75 | 0.04 |
| | 10 | 32 | 1.5 | 0.12 |
| | 20 | 16 | 3 | 0.34 |
| | 30 | 8 | 6 | 0.94 |
| Mesotrófico (30 < TSI < 60) | 40 | 4 | 12 | 2.6 |
| | 50 | 2 | 24 | 6.4 |
| | 60 | 1 | 48 | 20 |
| Eutrófico (60 < TSI < 90) | 70 | 0.5 | 96 | 56 |
| | 80 | 0.25 | 192 | 154 |
| | 90 | 0.125 | 384 | 427 |

La Palapa

| | | | | |
|--|-----|-------|-----|------|
| Hipereutrófico (90<TSI<100) | 100 | 0.062 | 768 | 1183 |
|--|-----|-------|-----|------|

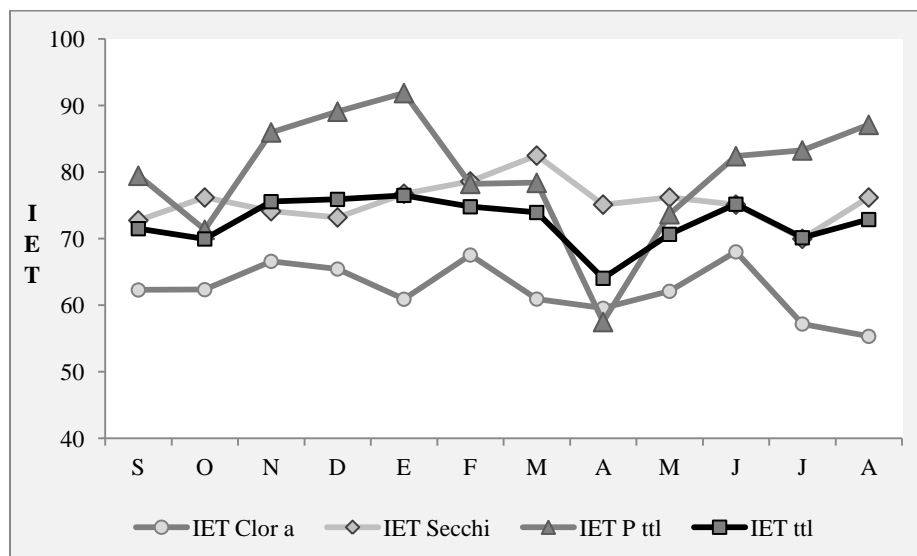


Figura 14. Variación temporal del índice de el estado trófico por parámetro e IET total para el bordo La Palapa.

El parámetro que mejor representó la variación temporal del IET total fue el fósforo total ($R^2=0.75$), seguido del disco de Secchi ($R^2=0.24$) y en menor medida, la clorofila a ($R^2= 0.04$). Los valores promedio fueron los siguientes: $IET_{Chlor a} = 62.36$, $IET_{Secchi} = 75.57$, $IET_{Pttl} = 79.86$ e $IET_{ttl} = 72.6$ y como se aprecia en la figura 14 solo en el mes de enero se obtuvo más de 90 en la clasificación del IET de fósforo total, lo que corresponde a un estado hipereutrófico, en el mes de enero se registro el valor mas alto del IET_{ttl} siendo de 76.5 y en el mes de abril se registró el valor más bajo con promedio de 64.1 correspondiente a estado eutrófico pero cercano a mesotrófico (Figura 14). La clorofila registró valores más bajos en comparación al disco de Secchi y el P ttl registrando un IET eutrófico pero más cercano a la mesotrófia.

Riqueza específica

Se registraron 80 especies en el bordo La Palapa en 6 divisiones, destacando en orden de importancia Chlorophyta (67%), Bacillariophyta (16%), Cyanobacteria (8%), Euglenophyta (7%), Charophyta (2%) y Xanthophyta (0.07%).

Muchos de los organismos se determinaron solo al nivel de género ya que las estructuras para identificación a nivel específico no eran diferenciables con la capacidad de aumento del microscopio empleado, ocurriendo esto con algunas especies de las 4 divisiones y la mayoría de las especies de la división Bacillariophyta. La abundancia relativa por taxa, variación y composición temporal de la comunidad fitoplanctónica se puede observar en las figuras 15 y 16.

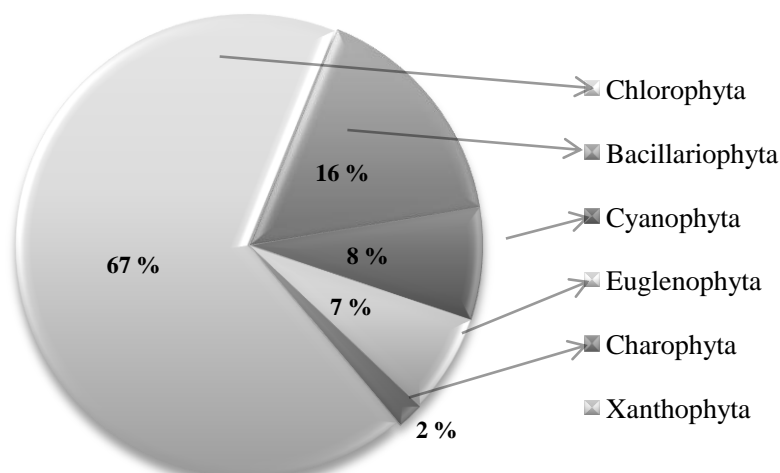


Figura 15. Abundancia porcentual de las divisiones del fitoplancton presentes en La Palapa

Listado Ficológico del bordo La Palapa

Con base en los manuales de identificación de fitoplancton (Jhon *et al.*, 2002; Ortega, 1984; Kramer & Lange-Bertalot, 1986; Kramer & Lange-Bertalot, 1988; Kramer & Lange-Bertalot, 1991a; Kramer & Lange-Bertalot, 1991b) e ITIS* (Integrated Taxonomic Information System), base de datos de identificación taxonómica disponible en línea, se presenta la clasificación de los organismos fitoplanctónicos registrados.

Tabla 8. Clasificación al nivel taxonómico posible de los organismos determinados en el bordo La Palapa

| División | Clase | Orden | Género | Especie |
|-------------|---------------|-------------------|---|---|
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | <i>Chlorococcum</i> sp (Meneghini, 1842)* | |
| | | Chlorococcaceae | | |
| | Chlorophyceae | Sphaeropleales | <i>Crucigenia</i> sp (Morren, 1850)* | |
| | | Scenedesmaceae | | |
| | | | <i>Crucigenia</i> sp (Morren, 1850)* | <i>C. tetrapedia</i> (Kirchner, 1902) ^o |
| | Chlorophyceae | Sphaeropleales | <i>Scenedesmus</i> sp (Meyen, 1829)* | <i>S. apiculatus</i> (West & West) Chodat* |
| | | Scenedesmaceae | | |
| | | | | <i>S. Incrassatulus</i> (Bohlin)* |
| | | | | <i>S. javanaensis</i> |
| | | | | <i>S. quadricauda</i> (Turpin) Breb.* |

| | | | |
|---|------------------|---|--|
| | Sphaeropleales | <i>Ankistrodesmus</i> sp (Corda)* | |
| | Selenastraceae | | <i>A. convolutus</i> (Corda)* |
| | Sphaeropleales | <i>Kircheneriella</i> sp (Schmidle)* | <i>K. contorta</i> (Schmidle) Bohlin* |
| | Selenastraceae | | <i>K. lunaris</i> (Kirchner) Moebius* |
| | | | <i>K. obesa</i> (W. West) Schmidle* |
| | Sphaeropleales | <i>Monoraphidium</i> sp (Komárková- Legnerová)* | <i>M. contortum</i> (Thurs.) Kom.- Leg.* |
| | Selenastraceae | | <i>M. griffithii</i> (M. J. Berkeley) Komarkova- legn.* |
| | | | <i>M. Irregularare</i> |
| Continuación Tabla 8. Registro de especies | | | |
| | Sphaeropleales | <i>Pediastrum</i> sp (Meyen, 1829)* | <i>P. duplex</i> (Meyen 1829) ^o |
| | Hydrodictyceae | | |
| | Sphaeropleales | | <i>P. tetras</i> (Ehrenberg, 1844) ^o |
| | Hydrodictyceae | | |
| Trebouxiophyceae | Chlorellales | <i>Chlorella</i> sp (Beijerinck, 1890)* | |
| | Oocystaceae | | |
| | Chlorellales | <i>Oocystis</i> sp (Naegeli Ex A. Braun, 1855)* | |
| | Oocystaceae | | |
| | Chlorellales | | <i>O. Borgei</i> (Snow)* |
| | Oocystaceae | | |
| | Chlorellales | <i>Treubaria</i> sp (Bernard, 1908)* | |
| | Oocystaceae | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Desmidiales | <i>Closterium</i> sp (Nitzsch ex Ralfs)* |
| | | | <i>Closterium</i> sp1 |

| | | | | |
|--------------------|-------------------|-----------------|---|-----------------------|
| | | Closteriaceae | | <i>Closterium</i> sp2 |
| | | Desmidiales | <i>Cosmarium</i> sp (Ralfs, 1848)* | |
| | | Desmidiaceae | | |
| Xanthophyta | Xanthophyceae | Mischococcales | <i>Centrtractus</i> sp (Lemmerman, 1900)° | |
| | | Centrtractaceae | | |
| Ochrophyta | Bacillariophyceae | Fragilariales | <i>Fragilaria</i> sp | |
| | | Fragilariaceae | (Lyngbye, 1819)° | |
| | | Fragilariales | <i>Synedra</i> sp (Ehrenberg, 1830)° | |
| | | Fragilariaceae | | |
| | | Naviculales | <i>Navicula</i> sp | <i>Navicula</i> sp1 |
| | | Naviculaceae | (Bory, 1822)° | <i>Navicula</i> sp2 |
| | | | | <i>Navicula</i> sp3 |

Continuación Tabla 8. Registro de especies

| División/ Phylum* | Clase | Orden/familia | Género | Especie |
|----------------------|-------|------------------|---|---------------|
| | | Cymbellales | <i>Gomphonema</i> sp (Ehrenberg, 1832)° | <i>G.</i> sp1 |
| | | Gomphonemataceae | | <i>G.</i> sp2 |
| | | Bacillariales | <i>Hantzschia</i> sp (Grunow, 1877)° | |
| | | Bacillariaceae | | |
| | | Bacillariales | <i>Nitzschia</i> sp | <i>N.</i> sp1 |
| | | Bacillariaceae | (Hassall, 1845)° | <i>N.</i> sp2 |
| | | | | <i>N.</i> sp3 |
| | | Melosirales | <i>Melosira</i> sp | <i>M.</i> sp |
| | | Melosiraceae | (Agardh)* | |
| | | | | <i>M.</i> sp2 |

| | | | | |
|---|----------------|---------------------|--|---|
| | | Eunotiales | <i>Eunotia</i> sp (Ehrenberg)* | |
| | | Eunotiaceae | | |
| | | Achnanthes | <i>Achnanthes</i> sp | A. Sp |
| | | Achnantheaceae | (Bory de Saint-Vincent)* | A. sp2 |
| | | Thalassiosiphysales | <i>Amphora</i> sp (Ehrenberg ex Kützing)* | |
| | | Catenulaceae | | |
| | | Thalassiosirales | <i>Cyclotella</i> sp (Kützing) de Brebisson* | |
| | | Stephanodiscaceae | | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | <i>Merismopedia</i> sp (Meyen, 1839). | <i>M. glauca</i> (Ehrenberg, 1849) ^o |
| | | Chroococcaceae | | <i>M. tenuissima</i> (Lemmermann, 1898) ^o |
| | | Chroococcales | <i>Microcystis</i> sp (Lemmermann, 1907)* | |
| | | Chroococcaceae | | |
| Continuación Tabla 8. Registro de especies | | | | |
| División/ Phylum* | Clase | Orden/familia | Género | Especie |
| | | Nostocales | <i>Anabaenopsis</i> sp (Miller, 1923)* | |
| | | Nostocaceae | | |
| | | Nostocales | <i>Oscillatoria</i> sp (Vaucher Ex Gomont, 1893)* | |
| | | Oscillatoriaceae | | |
| Euglenophycota | Euglenophyceae | Euglenales | <i>Euglena</i> sp (Ehrenberg, 1838)* | |
| | | Euglenaceae | | <i>E. acus</i> (Ehrenberg)* |
| | | | <i>Lepocinclis</i> sp* | |
| | | | <i>Phacus</i> sp | <i>P. sp1</i> |
| | | | (Dujardin, 1841) ^o | <i>P. sp2</i> |

Strombomonas sp
(Deflandre, 1930)^o

Composición relativa, Variación temporal y densidad poblacional del fitoplancton

La variación temporal y composición de la comunidad fitoplanctónica se puede observar en la figura 16, en la cual se puede apreciar que la dominancia del fitoplancton fue en mayor proporción por las clorofitas durante todo el estudio.

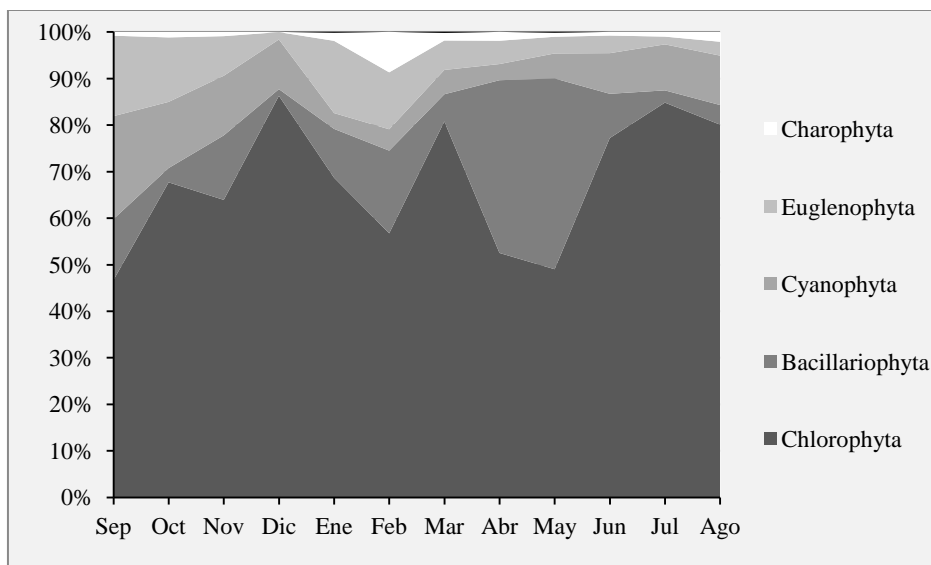


Figura 16. Variación y composición temporal en el bordo La Palapa

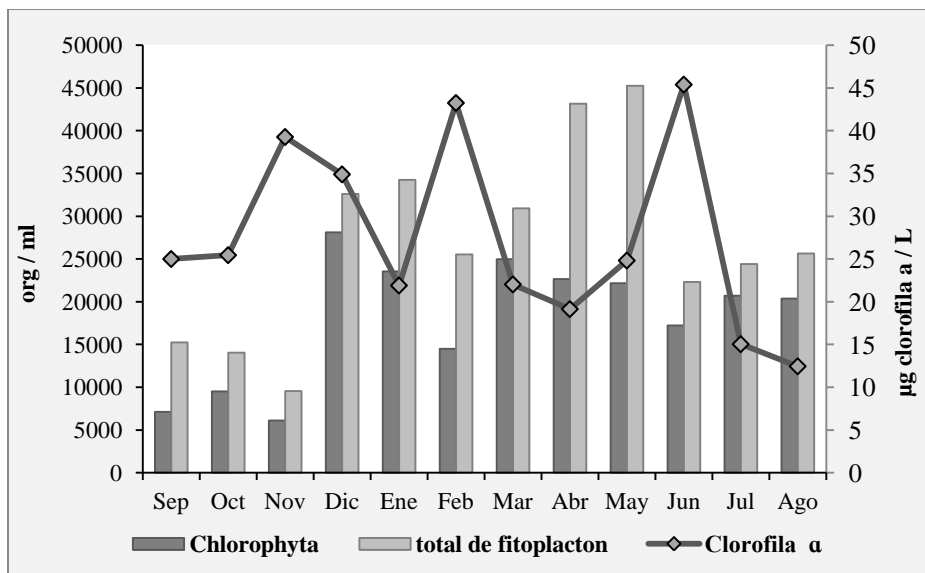


Figura 17. Variación temporal de fitoplancton total, división Chlorophyta y clorofila a en La Palapa

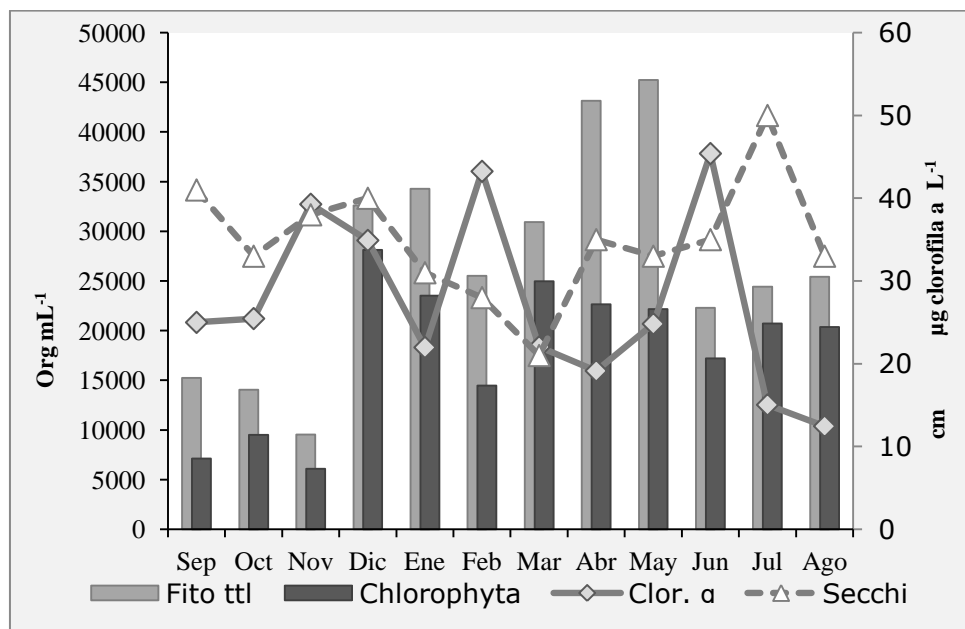


Figura 18. Variación temporal de fitoplancton total, división Chlorophyta y clorofila a y transparencia al disco de Secchi en La Palapa.

En la figura 19 se puede observar la abundancia total de cada una de las 5 divisiones del fitoplancton contrastadas con la concentración de clorofila. Chlorophyta fue la mas abundante en **la mayoría de** los meses de muestreo, siendo menor en los meses de abril y mayo por el aumento de la division Ochrophyta.

La abundancia total del fitoplancton no mostró diferencias significativas entre los dos niveles de profundidad: superficie (0.3 m) y 1 m; (**W = -27.5; P = 0.464593**) ni entre estaciones; **W = -32.5; P = 0.386089**, pero si en la variación temporal; **H = 27.8799; P = 0.0033773**).

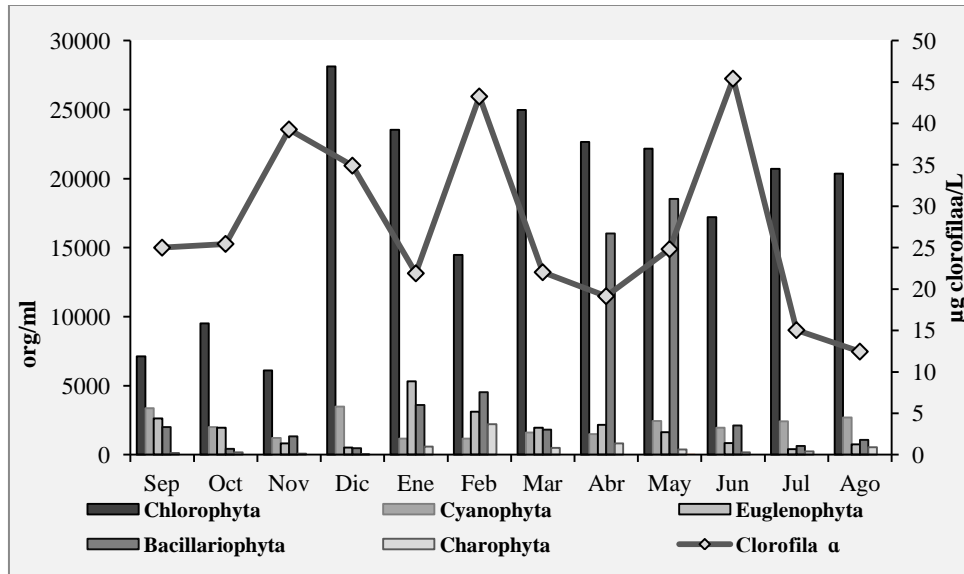


Figura 19. Variación temporal de clorofila a y las divisiones del fitoplancton en La Palapa

Dentro de las clorofitas (figura 20), la especie que registró mayor abundancia durante todo el estudio fue *Chlorella* sp., seguida de *Monoraphidium irregulare*, *M. contortum* y después *Kirchneriella contorta*. Con menor densidad, *K. obesa* y *Chlorococcum* sp.

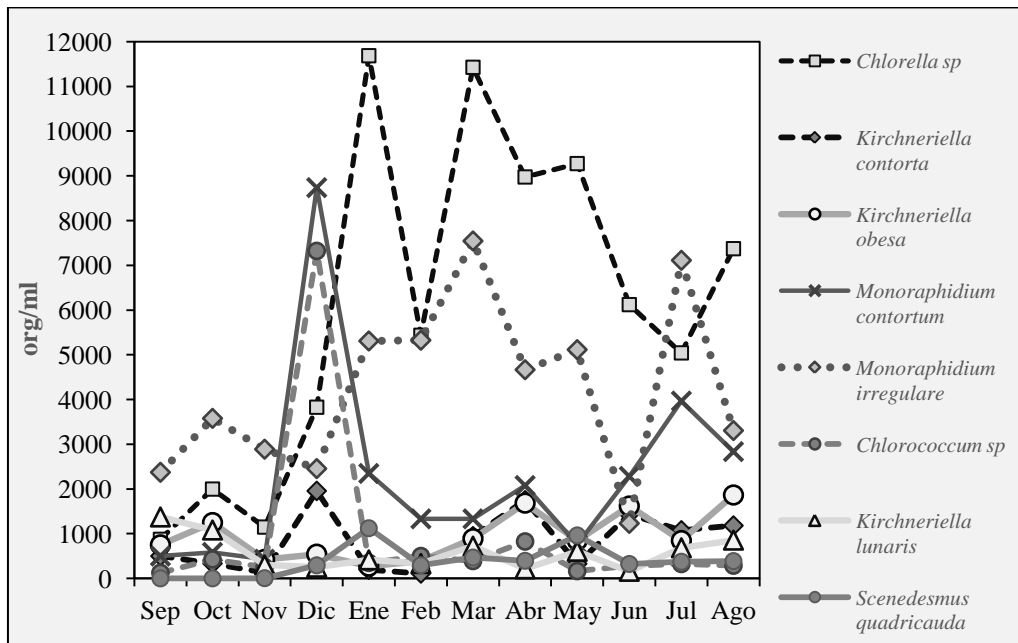


Figura 20. Variación temporal de las especies de Chlorophyta más abundantes en La Palapa

Respecto de las Bacilariofitas (Ochrophyta; figura 21), la especie más abundante fue *Cyclotella* sp y mostró su pico de dominancia en los meses de abril y mayo, *Navicula* sp3 se registró como la segunda especie más dominante, aunque con una menor abundancia.

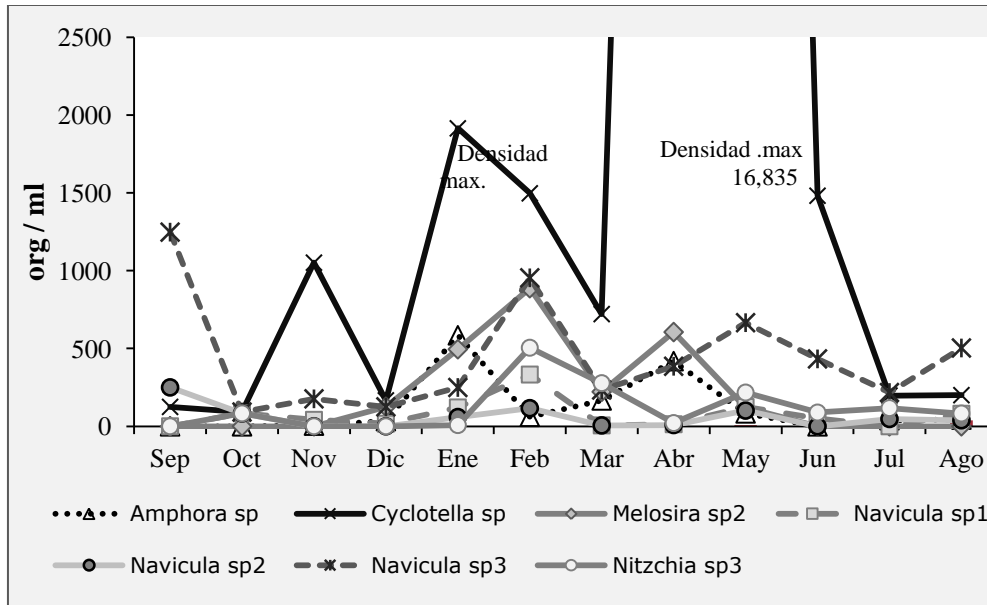


Figura 21. Variación temporal de las especies de la división Ochrophyta más abundantes en La Palapa

En la figura 22, se observa la relación entre las diatomeas y la cantidad de sílice registrado durante el estudio, con incrementos de este parámetro correspondiendo con un incremento en la cantidad de sílice.

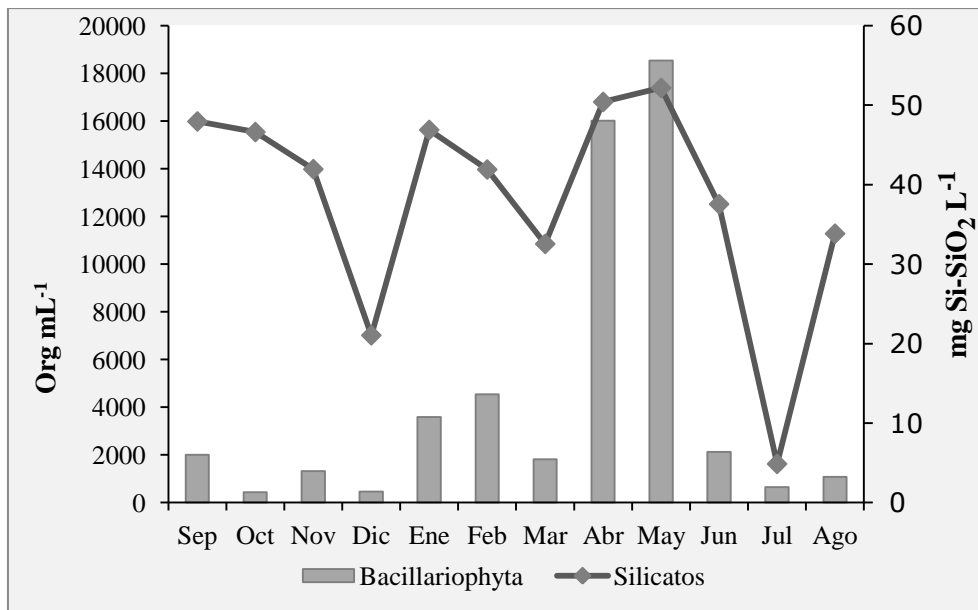


Figura 22. Variación temporal de la abundancia de la división Ochrophyta y la concentración de silicatos en La Palapa

Dentro de la división Cyanobacteria (figura 23) las especies más importantes en términos de abundancia fueron *Chroococcus dispersus* seguida de *Merismopedia glauca*. La que se registró con menor abundancia durante todo el estudio fue *Oscillatoria* sp.

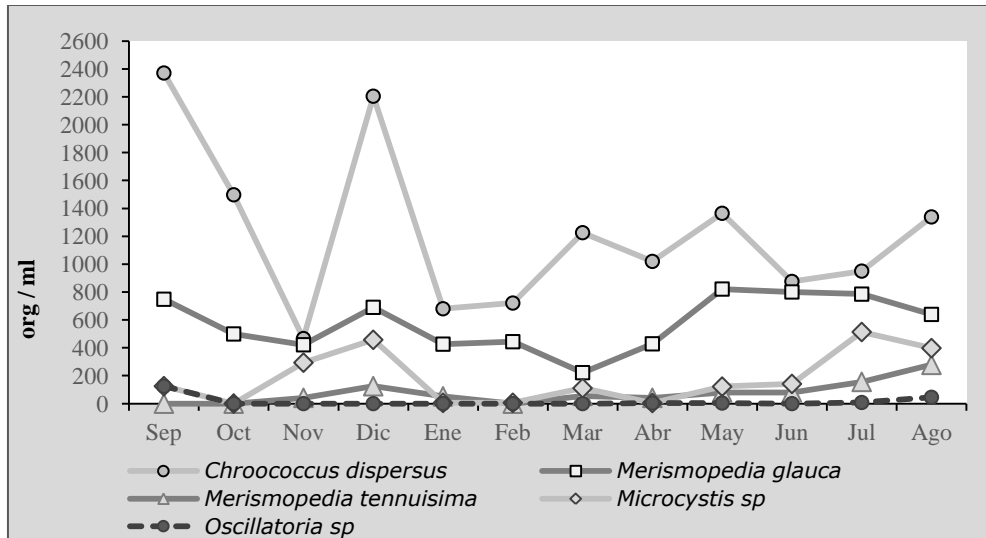


Figura 23. Variación temporal de las especies de la Cyanobacteria más abundantes en La Palapa

Para la división Euglenophyta (figura 24) *Phacus* spp y *Lepocinclis* sp resultaron los géneros más abundantes.

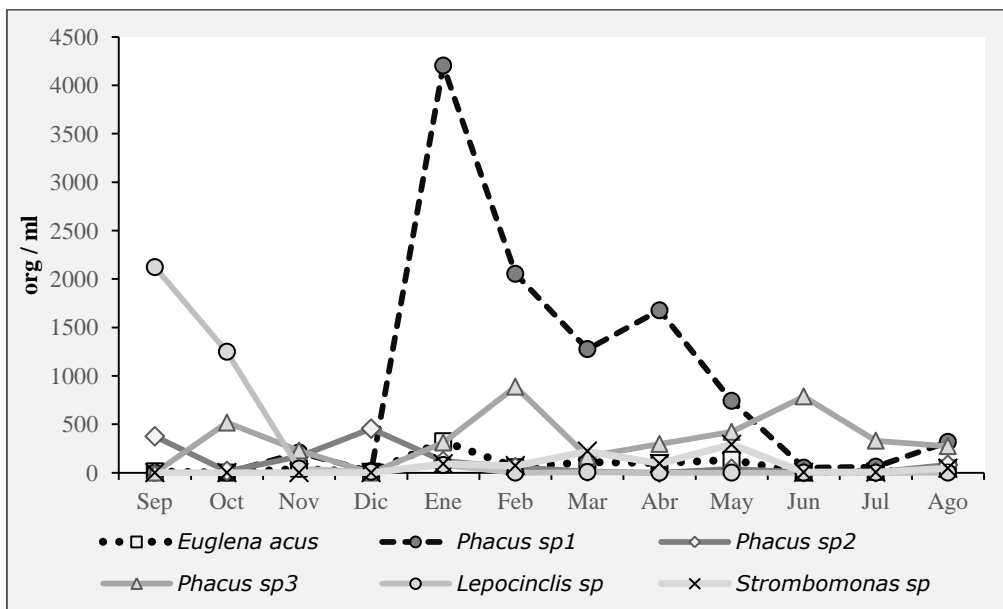


Figura 24. Variación temporal de las especies de la división Euglenophyta más abundantes en La Palapa

Solo se registraron 3 especies correspondientes a la división Charophyta (figura 25), de las cuales *Cosmarium* sp., resultó la más importante en términos de abundancia.

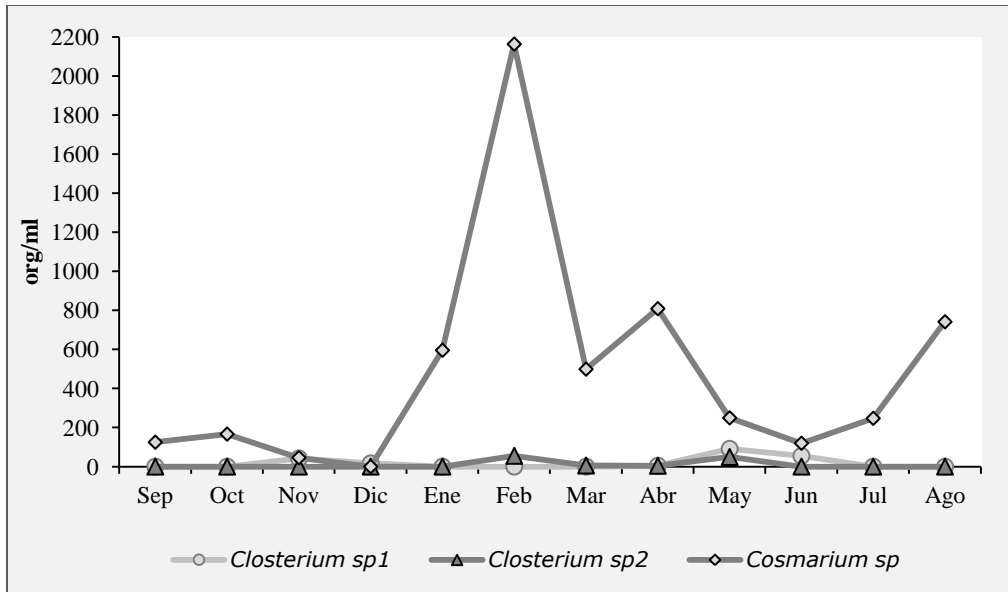


Figura 25. Variación temporal de las especies de la división Charophyta más abundantes en La Palapa

En la figura 26 se puede apreciar a las especies más abundantes de las 6 divisiones registradas, *Chlorella* sp fue la especie más abundante y domino en 5 de los 12 meses, principalmente entre enero y marzo, seguida de *Monoraphidium irregulare* que dómino 3 meses y *Chroococcus dispersus* en septiembre, *Cyclotella* sp se observó con un muy marcado pico de abundancia en abril y mayo, siendo la más dominante en estos meses y *Monoraphidium contortum* domino en el mes de diciembre.

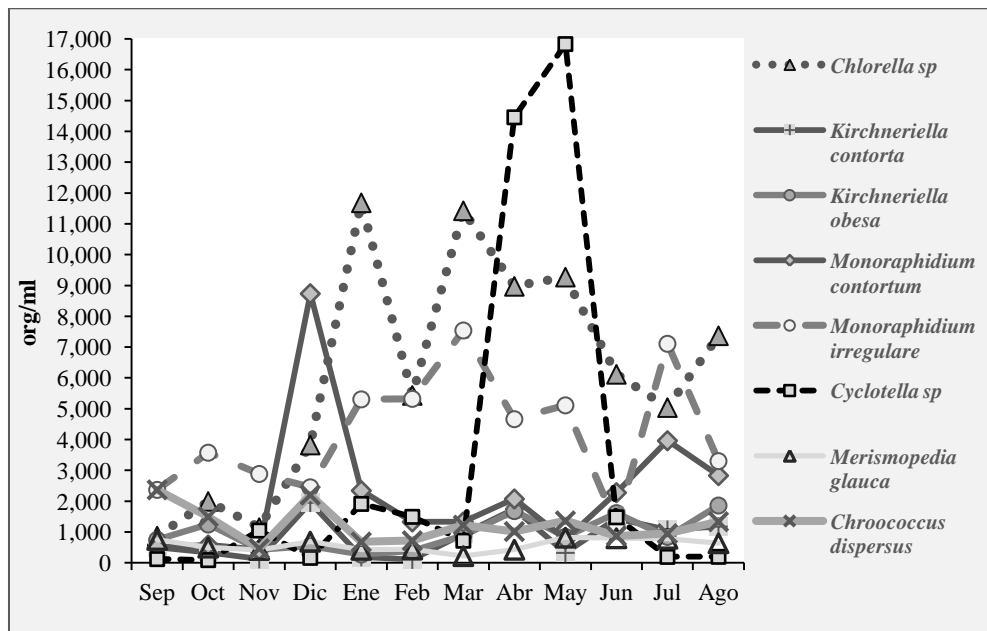


Figura 26. Variación temporal de las especies fitoplanctónicas más abundantes en La Palapa.

Categorización de las especies

Se efectuó la categorización de las especies de la comunidad fitoplanctónica en 4 categorías con base en el diagrama de Olmstead-Tukey, de acuerdo a la variación de su abundancia absoluta y frecuencia relativa a lo largo del estudio. Como resultado se obtuvo el diagrama mostrado a continuación en la figura 27.

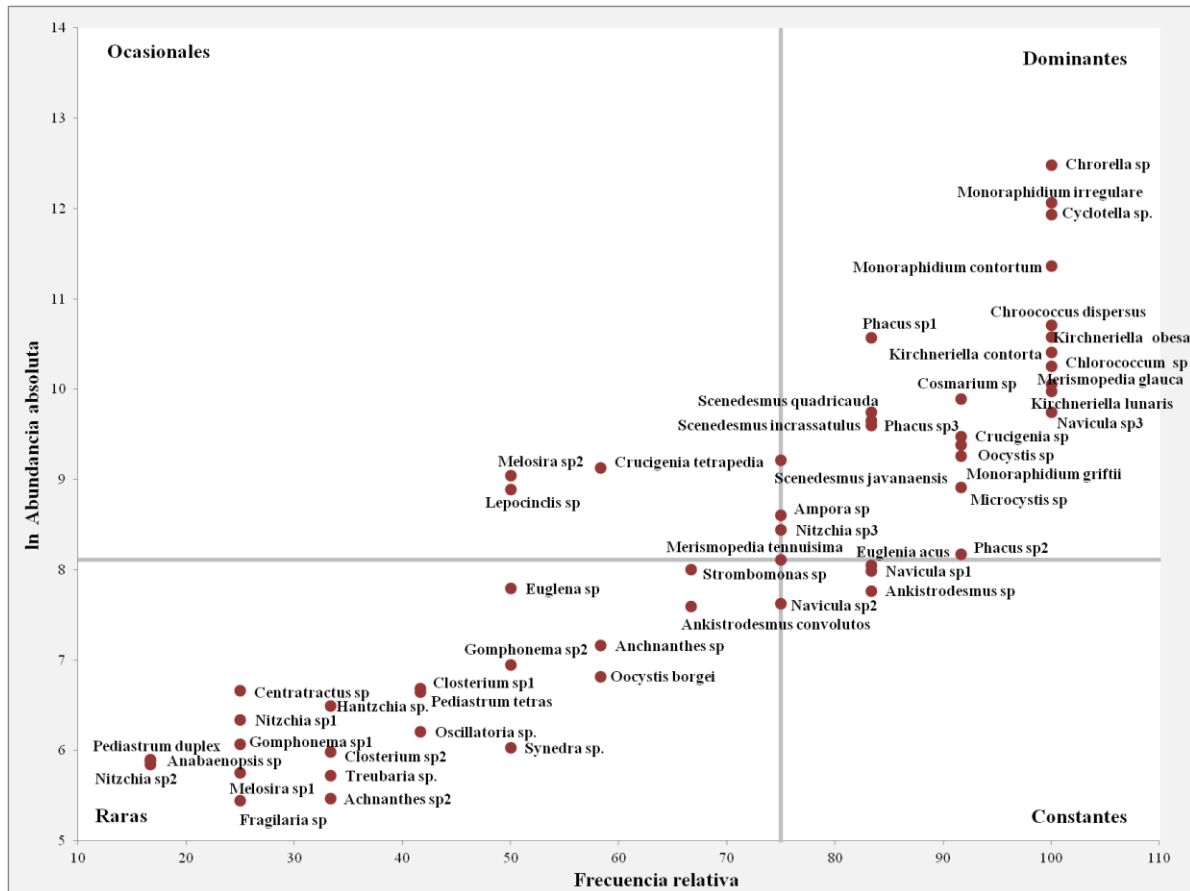


Figura 27. Categorización de las especies del fitoplancton del bordo La Palapa

Los taxa que tuvieron 100% de ocurrencia fueron *Chlorella sp.*, *Chlorococcum sp.*, *Kirchneriella contorta*, *K. lunaris*, *K. obesa*, *Monoraphidium contortum*, *M. irregulare*, *Cyclotella sp.*, *Navicula sp3*, *Chroococcus dispersus* y *Merismopedia glauca*. 41% de las especies se categorizaron como raras (23 spp.), 36% como dominantes (20 spp.), 11% como constantes (6 spp.) y 11% como ocasionales.

Para una mayor comprensión a continuación se presenta el listado (Tabla 9) de las especies divididas en cuatro categorías según su abundancia y frecuencia.

Tabla 9. Categorización de la comunidad fitoplanctónica de el bordo La Palapa de acuerdo a la prueba de Olmstead-Tukey (D=Dominantes, C=Constantes, O=Ocasionales y R=Raras)

| Especie | Categoría | Especie | Categoría |
|----------------------------------|-----------|----------------------------------|-----------|
| <i>Chlorella</i> sp | D | <i>Lepocinclis</i> sp | O |
| <i>Monoraphidium irregulare</i> | D | <i>Scenedesmus javanaensis</i> | O |
| <i>Cyclotella</i> sp | D | <i>Amphora</i> sp | O |
| <i>Monoraphidium contortum</i> | D | <i>Nitzschia</i> sp3 | O |
| <i>Chroococcus dispersus</i> | D | <i>Strombomonas</i> sp | R |
| <i>Kirchneriella obesa</i> | D | <i>Ankistrodesmus convolutus</i> | R |
| <i>Phacus</i> sp1 | D | <i>Achnanthes</i> sp1 | R |
| <i>Kirchneriella contorta</i> | D | <i>Oocystis borgei</i> | R |
| <i>Chlorococcus</i> sp | D | <i>Euglena</i> sp | R |
| <i>Merismopedia glauca</i> | D | <i>Gomphonema</i> sp2 | R |
| <i>Cosmarium</i> sp | D | <i>Synedra</i> sp | R |
| <i>Kirchneriella lunaris</i> | D | <i>Closterium</i> sp1 | R |
| <i>Crucigenia</i> sp | D | <i>Pediastrum tetras</i> | R |
| <i>Navicula</i> sp3 | D | <i>Oscillatoria</i> sp | R |
| <i>Oocystis</i> sp | D | <i>Hantzchia</i> sp | R |
| <i>Scenedesmus quadricauda</i> | D | <i>Closterium</i> sp2 | R |
| <i>Scenedesmus incrassatulus</i> | D | <i>Treubaria</i> sp | R |
| <i>Monoraphidium griffii</i> | D | <i>Achnanthes</i> sp2 | R |
| <i>Phacus</i> sp3 | D | <i>Centrtractus</i> sp | R |
| <i>Microcystis</i> sp | D | <i>Nitzschia</i> sp1 | R |
| <i>Phacus</i> sp2 | C | <i>Gomphonema</i> sp1 | R |
| <i>Euglena acus</i> | C | <i>Melosira</i> sp1 | R |
| <i>Navicula</i> sp1 | C | <i>Fragilaria</i> sp | R |
| <i>Ankistrodesmus</i> sp | C | <i>Pediastrum duplex</i> | R |
| <i>Merismopedia tenuisima</i> | C | <i>Anabaenopsis</i> sp | R |

| | | | |
|------------------------------|---|-------------------------------|---|
| <i>Navicula</i> sp2 | C | <i>Nitzschia</i> sp2 | R |
| <i>Crucigenia tetrapedia</i> | O | <i>Scenedesmus apiculatus</i> | R |
| <i>Melosira</i> sp2 | O | | |

Índices de Diversidad.

En la figura 28 se muestran los datos obtenidos del índice de Shannon-Wiener. Los valores más bajos se obtuvieron en los meses de marzo, abril y mayo (época de secas-cálidas, 2014), además de diciembre y los valores más altos en los meses de junio, agosto y septiembre (época de lluvias 2013) y febrero (época de secas frías).

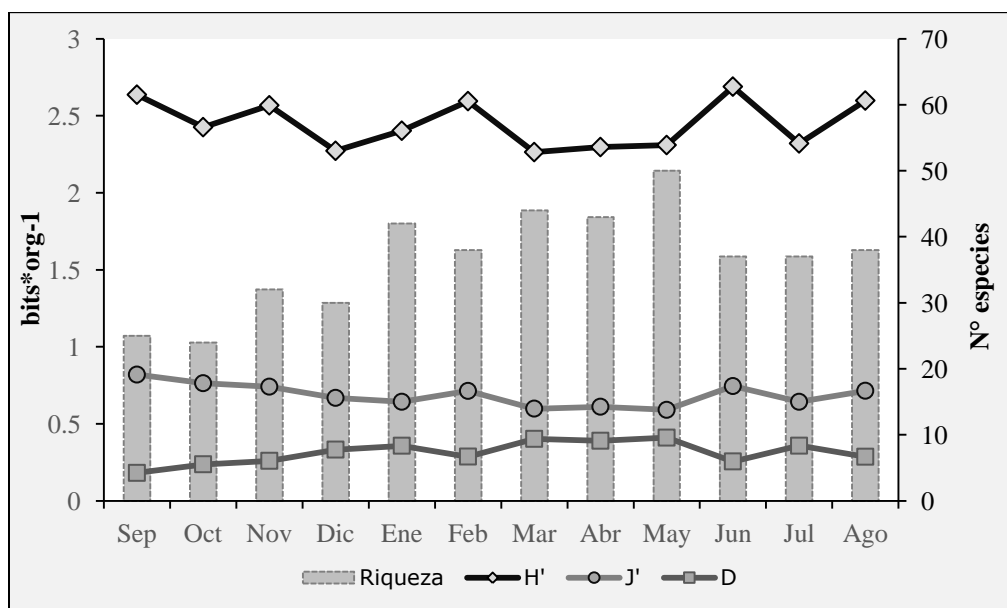


Figura 28. Variación temporal de los indicadores de la comunidad, Índice de Shannon y Wiener (H'), Equitatividad J' (Pielou), Dominancia (D) y riqueza de especies durante el estudio

La diversidad osciló entre 2.26 y 2.68 con un valor mensual promedio de 2.447 y el valor del índice de equidad de Pielou con promedio de 0.687, oscilando entre 0.59-0.82 (entre más cercano a 1 este valor representa mayor repartición del recurso) por lo que podemos concluir que el fitoplancton en La Palapa es una comunidad moderadamente diversa.

Por otra parte, Zhu *et al.* (2021) consideran que mientras más bajo el valor de diversidad existe mayor contaminación y por lo tanto mayor dominancia de ciertas especies (valores de H' entre 0-1 (fuerte), 1-2 (moderada), 2-3 (ligera) o >3 (nula), por lo cual indica que el sistema La Palapa tiene un grado de contaminación ligero de acuerdo a esta clasificación. Valores de J (Índice de Pielou) entre 0-0.3 (fuerte), 0.3-0.5 (moderada) y >0.5 (ligera o nula), indican también el grado de contaminación ligero, de acuerdo a este autor.

Análisis de correlación de Spearman

Se realizaron correlaciones por rango de Spearman entre cada par de variables, las cuales se muestran a continuación en las tablas 10-11.

Tabla 10. Valores del coeficiente de correlación significativas de **Spearman** y **P** entre las variables morfométricas, edáficas, ambientales, biológicas y nutrientes

| | Z máx | Precip | Secchi | OD | STD | Dza ttl | Fosfatos | Sulfatos |
|---------|--------------------|--------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------|-------------------|
| Z máx | | | 0.6454 /0.0323 | -0.8366 /0.0055 | | | | |
| Precip | | | | -0.7546 /0.0123 | | -0.7190 /0.0171 | | |
| Secchi | - | | | -0.7196 /0.0170 | | | | |
| ST | 0.6327 /0.0359 | | | -0.6084 /0.0436 | | | | |
| STD | | | | 0.6014/ 0.0461 | | | | |
| Cond | -0.7588 /0.0118 | | | 0.6760 /0.0250 | 0.8231 /0.0063 | 0.6480 /0.0316 | -0.7250 /0.0162 | |
| Alc ttl | | | | | | | | 0.7473 /0.0132 |
| Dza ttl | -0.7417 /0.0139 | | -0.5997 /0.0467 | 0.8671 /0.0040 | | | -0.7063 /0.0192 | |

Los nutrientes no mostraron correlaciones significativas (tabla 10) con las variables edáficas, únicamente los sulfatos mostraron una correlación con la alcalinidad (+) y los fosfatos con la dureza total (-) y la conductividad (-). Por su parte el oxígeno disuelto mostró correlación inversa con la profundidad máxima, la precipitación, la visibilidad al disco de Secchi y los sólidos totales, y positiva con los STD, conductividad y dureza total.

Tabla 11. Correlaciones de los nutrientes con el resto de variables físico-químicas

| | T amb | T agua | Precip | Z máx | Secchi | Nitritos | OD | P ttl |
|----------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------|--------------------|-------|
| Nitratos | -0.6982 /0.0206 | | | 0.5940 /0.0488 | | | | |
| Amonio | | 0.6224/ 0.0390 | 0.6336 /0.0356 | | | | | |
| Fosfatos | | | | 0.8225 /0.0064 | 0.6208 /0.0395 | | -0.7902 /0.0088 | |

| | | | | | | | | |
|------------------|-------------------|--------------------|--|--------------------|--|--------------------|--|-------------------|
| P ttl | | -0.7762 /0.0100 | | | | 0.6807/ 0.0240 | | |
| Silicatos | | | | -0.6243 /0.0384 | | -0.6268 /0.0376 | | |
| IET | | -0.7273 /0.0159 | | | | | | 0.7902/ 0.0088 |
| T agua | 0.6105/ 0.0429 | | | | | | | |

Los nutrientes mostraron correlaciones significativas (tabla 11) con las variables relacionadas al factor climático; el fósforo total mostro correlación inversa respecto a la temperatura ambiental y del agua, el amonio también presenta correlación directa con la temperatura ambiental, del agua y con la precipitación. Por otra parte, los ortofosfatos se correlacionaron directamente con la profundidad máxima (+), la visibilidad (+) y de manera inversa con el oxígeno disuelto (-). Los nitratos (+) y silicatos (-) mostraron correlación directa con la profundidad máxima. Finalmente, los nitritos solo mostración correlación inversa con los silicatos (-) y directa con el fósforo total (+).

Tabla 12. Correlaciones de los grupos del fitoplancton y el fitoplancton total con las variables físico-químicas

| | Z máx | OD | STD | Cond | Silicatos | Fosfatos | Chloro-phyta | Eugleno-phyta |
|--------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------|---------------------|----------------------|
| Fito ttl | | 0.6084 /0.0436 | | | | -0.7832 /0.0094 | 0.8112 /0.0071 | |
| Bacillari o-phyta | -0.6678 /0.0268 | | | 0.6865 /0.0228 | 0.6421 /0.0332 | -0.6014 /0.0461 | | 0.6014 /0.0461 |
| Eugleno phyta | -0.6784 /0.0245 | | 0.6993/ 0.0204 | | 0.6246 /0.0383 | | | |

Como se aprecia en la tabla 12 las divisiones del fitoplancton que presentaron correlaciones significativas con las variables ambientales fueron Bacillariophyta (Ochrophyta) de manera inversa con la profundidad máxima (-), fosfatos (-) y directa con la conductividad (+) y silicatos (+); Euglenophyta de manera inversa con la profundidad máxima (-) y directa con STD (+) y silicatos (+). El fitoplancton total mostró relación inversa con los fosfatos y directa con el oxígeno disuelto y la abundancia de Chlorophyta. Euglenophyta y Bacillariophyta se correlacionaron de manera directa.

Análisis de Correspondencias Canónicas

En el gráfico del Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) podemos observar las relaciones entre las variables físico-químicas y biológicas, y las principales divisiones del fitoplancton registradas (figura 29), se puede apreciar que la abundancia de este se ve determinada principalmente por el comportamiento del factor climático y edáfico, también que el comportamiento de las variables a lo largo de los meses está regido por la estacionalidad de la región. La abundancia de la división Euglenophyta se ve influenciada principalmente por la época de secas-fría en la cual presenta sus picos

de abundancia y se relaciona con los sólidos disueltos, la conductividad, la concentración de clorofila *a* y de manera inversa con el IET. La abundancia de Cianobacteria también se ve afectada por la estacionalidad, los meses de transición entre la época de lluvias y la de secas-fría, y su comportamiento se ve asociado con la variación del IET de manera temporal.

Por su parte la división Chlorophyta recibe una marcada influencia estacional definida por la época de secas, en que presenta sus picos de abundancia, y la época de lluvias con su efecto de dilución, en la que a pesar de recibir el sistema un aporte alóctono de nutrientes provenientes de las áreas aledañas (i.e. zonas de cultivos) junto con un mayor abasto de agua de origen pluvial, su abundancia disminuye respecto de la época de secas-cálida, esto lo podemos notar en la figura 29 con la asociación que observamos de este grupo del fitoplancton con los elementos del factor edáfico (nutrimentos) el fósforo total, los fosfatos, y los nitratos, así como con la Z máx. (factor morfométrico) y la visibilidad, y que tienden a aumentar debido al incremento de volumen que experimenta el sistema.

Finalmente, la división Ochrophyta (clase Bacillariophyceae) como podemos apreciar en la figura 29 muestra un mayor efecto marcado por la época de secas-cálida (abril y mayo) en la que el fitoplancton total tuvo sus máximos de abundancia y Bacillariophyceae de mayor contribución al fitoplancton total (abril con 37% y mayo con 41%), esta época estuvo también determinada por una escasa precipitación, aumento de la temperatura, dureza y alcalinidad del agua. Este grupo también se correlaciona con la temperatura del agua y ambiental y de manera inversa con los silicatos y la conductividad (elementos del factor edáfico).

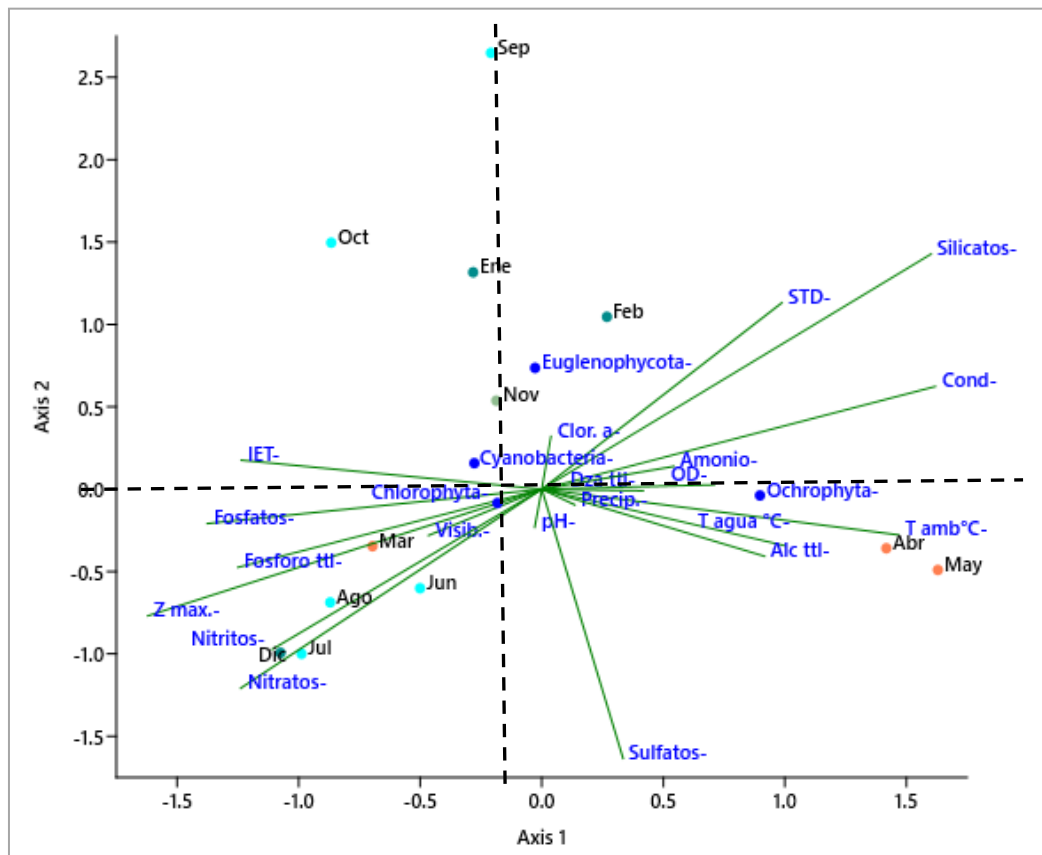


Figura 29. Gráfico de Análisis de Correspondencias Canónicas para las variables de La Palapa

Análisis de Clúster

En la figura 30 se muestra el análisis de conglomerados o agrupamiento (clúster) donde se observa el agrupamiento de los meses según el comportamiento de las variables. Como resultado se obtiene dos grupos principales de los cuales el primero corresponde a la época de lluvias (meses con mayor precipitación y una menor extracción de agua con fines agrícolas) que agrupa a los meses de junio a octubre, y el segundo corresponde a la época seca que se puede dividir en época de secas-frías (noviembre a enero) y secas-cálidas (febrero a mayo), alcanzándose el periodo de estiaje en esta última, durante el mes de mayo ($Z_{max}=2m$), debido a la alta tasa de evaporación, infiltración y extracción de agua con fines de riego y a la ausencia de lluvias.

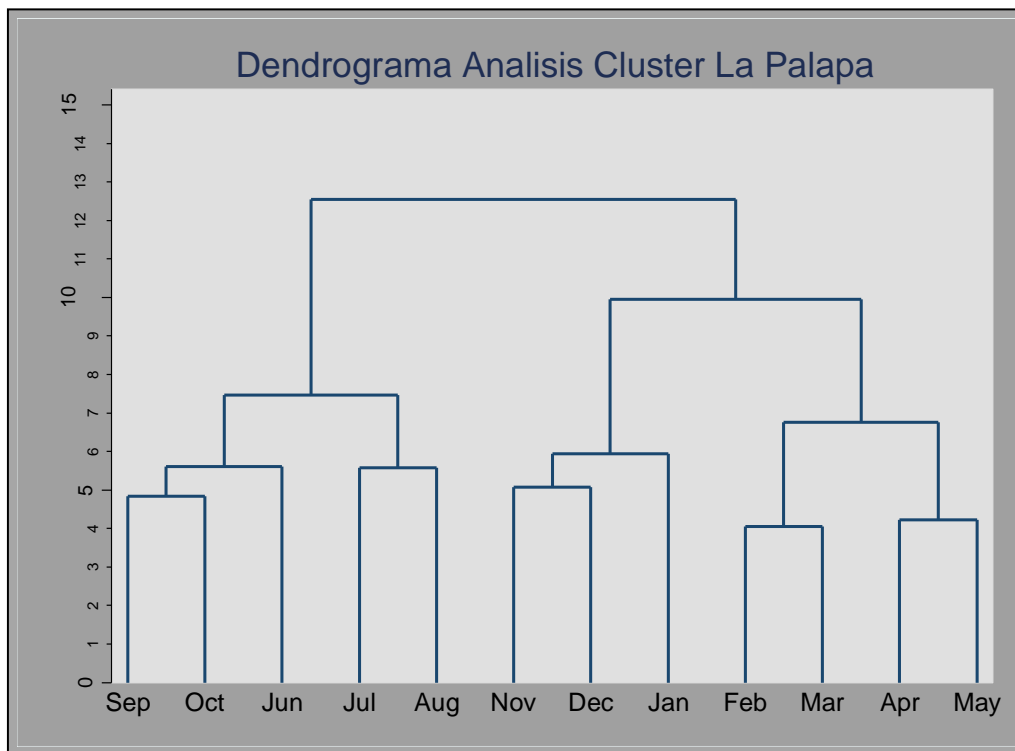


Figura 30. Dendrograma; (Método de Ward) muestra el agrupamiento temporal de las variables físicas, químicas y biológicas registradas en La Palapa.

Discusión

A este tipo de sistemas también llamados jagueyes, bordos o microreservorios se les destinan diversas funciones entre las cuales destaca el servir como áreas de almacenamiento y suministro de agua para las actividades agrícolas, como abrevadero para el ganado y el desarrollo del extensionismo acuícola (Hernández-Avilés *et al.*, 2007b; Quiroz y Díaz, 2010). Actualmente también son usados como espacio para actividades recreativas o de senderismo; sin embargo, el agua del bordo La Palapa es destinada principalmente para la irrigación de áreas con cultivos y esto impacta directamente al establecimiento de la comunidad biológica y calidad del agua, especialmente en la época de secas en que el recurso hídrico presenta una mayor demanda. Una característica determinante de este cuerpo de agua es que en gran parte de su zona litoral está ocupado por vegetación palustre y rodeado por parcelas con cultivos de caña, frijol y maíz, y estas características determinan un aumento de su productividad al recibir un elevado aporte de fertilizantes, materia orgánica y partículas suspendidas, esto en relación a su pequeño volumen (Wetzel 2001; Gómez-Márquez *et al.*, 2021).

La Palapa es un cuerpo de agua somero (< de 5 m) y de poca extensión (< a 10 ha) por lo que se vuelve más susceptible que sistemas de mayor tamaño (lagos someros y presas) a variaciones ambientales y de origen antrópico, como el efecto de los fenómenos externos como fluctuaciones en la radiación solar, temperatura ambiental, variación en el volumen de agua debido al suministro y extracción de agua para usos domésticos y agrícolas, un intercambio constante de materia orgánica e inorgánica con el sedimento, procesos de intercambio de material en las orillas (erosión, lavado, captación, etc.), el efecto del viento (fetch) en la mezcla de la columna de agua y el conjunto de todos estos factores que determinan la dinámica ecológica dentro del sistema y que difícilmente se alcance un equilibrio permanente dentro del mismo (condiciones estables que benefician a una o unas cuantas especies dominantes), provocando así una paulatina sucesión estacional de especies (Fairchild *et al.*, 2005; Borics, 2021) y esto se vio reflejado en la dinámica que mostró el sistema en cuanto a la variación de sus parámetros físico-químicos y biológicos de acuerdo con Kwon *et al.* (2009).

Si bien, grandes embalses como lagos, lagunas y presas contienen una mayor cantidad de especies fitoplanctónicas y son los más estudiados; reservorios de menor tamaño como ciénagas, aguadas y bordos presentan una ficoflora aún desconocida para México debido a la falta de estudio e interés en estos pequeños y dinámicos sistemas (Oliva-Martínez *et al.*, 2014); por lo tanto estudios en pequeños embalses como La Palapa son de suma importancia para comprender la dinámica de la comunidad fitoplanctónica y el potencial productivo de estos embalses.

Rawson (1939), Ryder (1982: citados en Gómez-Márquez *et al.*, 2011) afirman que la capacidad productiva de los sistemas acuáticos depende del modo en que se conjugan los tres componentes responsables de la productividad: el componente morfométrico (las dimensiones de la cubeta lacustre), el edáfico (los materiales disueltos) y el climático (temperatura y precipitación). A estos añadir el componente antrópico que determina el tiempo de retención del agua en el sistema y un ~~generalmente~~ descontrolado aporte de nutrimentos y sólidos particulados y disueltos.

Calidad del agua (parámetros Físicos y químicos)

Analizando el comportamiento de las variables físico-químicas en el bordo La Palapa se puede concluir que se presenta una dinámica temporal marcada por una división entre la época de secas y la época de lluvias, esto debido a su ubicación geográfica que determina esta estacionalidad y que influye en la calidad del agua y estado trófico, ya que propicia procesos de concentración y dilución que son aún más

marcados en este tipo de sistemas someros como lo confirman Quiroz y Díaz (2010) y Gómez-Márquez *et al.* (2021).

La temperatura media del agua fue de 24.9 °C un valor adecuado que permite se lleven a cabo los procesos metabólicos que los productores primarios requieren para incrementar su biomasa, basados en esto sería lógico esperar una alta abundancia de las especies más generalistas del fitoplancton (organismos con estrategia R) pero una baja diversidad en la comunidad fitoplanctónica como lo describen Celewicz y Goldyn (2021) quienes concluyeron en su estudio de estanques temporales que temperaturas cálidas (>20 °C) favorecen un decremento en la diversidad de especies y a la vez un aumento de la abundancia y dominancia en la comunidad fitoplanctónica, especialmente por parte de las clorofitas, lo cual fue observado en este estudio resultando este grupo el de mayor abundancia y riqueza, aunque también describen que las cianobacterias tiene un mayor potencial de crecimiento en temperaturas elevadas (20 – 35 °C), lo cual no se observó en su estudio, ya que este grupo solo representó el 8 % de la abundancia total. Por otra parte, como explican Borics *et al.* (2021) la relación entre temperatura y tasa metabólica provee una buena explicación para la bien conocida dependencia latitudinal de la riqueza de especies en ambientes acuáticos, como lo constatan los moderados a altos valores de riqueza y diversidad que presenta La Palapa cuyas temperaturas mas bajas corresponden a los meses secos fríos (noviembre, diciembre y enero), pero manteniendo una temperatura del agua por encima de los 20 °C durante los muestreos.

Si se analiza el comportamiento de la conductividad, STD, dureza total y alcalinidad total, se observa que los menores valores de estas variables se registraron en la época de lluvias, como lo reporta Gómez-Márquez *et al.* (2013) para el bordo Huitchila, esto debido a la etapa de dilución que presenta el sistema en estos meses, disminuyendo así las concentraciones de solutos por el aporte de agua de origen pluvial (Arredondo-Figueroa y Flores-Nava, 1992). Por su parte Verma *et al.* (2011a) reportan valores de STD de entre 668 a 942 mg L⁻¹ (similares a lo observado en la Palapa) para un lago urbano de dimensiones similares en la India; así mismo, comentan que los valores de dureza total y conductividad resultaron menores en la época de lluvias, no así la alcalinidad total debido al aporte de CO₂ por parte de la respiración de organismos autótrofos y heterótrofos que resulta en la formación de iones HCO₃⁻ y CO₃⁼, estos resultados concuerdan con lo encontrado en el presente estudio para la conductividad, TDS, dureza total y la alcalinidad total, ya que sus picos se presentaron en la época de secas debido al efecto de concentración. Esta tendencia se corrobora por la correlación negativa que presentó la profundidad máxima con la conductividad y la dureza total, variables que corresponden al factor edáfico.

Las dos estaciones de muestreo se comportaron de modo similar en cuanto a la variación de los parámetros físico-químicos y esto se atribuye al efecto del viento en la mezcla del sistema como lo mencionan Gómez-Márquez *et al.* (2021) y do Nascimento *et al.* (2012), quienes tampoco encontraron diferencias significativas para las diferentes estaciones de muestreo, adjudicando esto al efecto del viento en la homogeneización de la columna de agua.

Respecto de la variación de los parámetros en los distintos niveles de profundidad el oxígeno, la temperatura del agua, el pH, los nitritos y los ortofosfatos mostraron diferencias significativas, mientras que el resto se mantuvieron constantes, estos resultados son similares a lo reportado por otros autores como Diniz *et al.*, 2022 y do Nascimento *et al.*, 2012 quienes encontraron que las variables físico-químicas presentaron variaciones significativas de manera vertical, presentándose valores mayores de temperatura del agua, pH y oxígeno disuelto en la superficie de los sistemas, esto último debido al efecto de la productividad en la estratificación diaria del sistema, por el aporte de la comunidad fotoautótrofa en la producción de oxígeno disuelto (O₂D) y absorción de carbono (CO₂ y HCO₃⁻), producto de su actividad fotosintética.

Todos los parámetros mostraron diferencias significativas al comparar, las muestras de agua de, los meses de muestreo excepto el pH que se mantuvo constante a lo largo del estudio, esta variabilidad temporal es resultado de la marcada estacionalidad en los factores ambientales asociada a los periodos de lluvias y secas como comenta Gómez-Márquez *et al.* (2013), quienes reportan resultados similares, y en cuanto a la poca variación del pH, puede atribuirse a varios factores como son el efecto buffer (de amortiguamiento) al presentar La Palapa aguas duras y alcalinas, el efecto diurno de la biomasa fitoplanctónica generando la división en la columna de agua entre una zona trofógena (fotosíntesis genera aumento del pH) y otra trofólítica (predomina respiración por lo que se acidifica el medio), ya que al encontrarse el sistema en una región de clima cálido, la radiación solar se mantiene constante a lo largo del año.

Wetzel (2001) también menciona que aguas con concentraciones elevadas de carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio, propician valores altos de pH y alcalinidad como los que se presentaron en La Palapa, que registró un pH promedio de 8.5, ya que sus aguas son duras implicando una alta disponibilidad de nitrógeno y fósforo e incrementando el proceso de eutrofización. Hernández-Avilés *et al.* (2007a) y Arredondo-Figueroa y Flores-Nava (1992) explican, que una elevada conductividad y concentración de STD es típica de sistemas en regiones semi-áridas o cálido-secas y es indicativo de un buen sistema buffer del agua, estas aumentan en la época seca al igual que el pH, pero disminuyen en la época de lluvias debido a la dilución que sufre el sistema por el aporte de agua pluvial y se acompaña con una disminución en el estado trófico. Finalmente resalta el hecho de que el pH fue la única variable físico-química que no mostró diferencias significativas respecto a su variación temporal ($P = 0.312664$), resultado acorde a lo que reportan Martínez-Silva *et al.* (2018) quienes tampoco encontraron variaciones significativas entre los meses correspondientes a la época de secas y la de lluvias, y esto se atribuye a un adecuado sistema buffer que se presenta en las aguas de la Palapa como se mencionó recientemente.

Chellappa *et al.* (2008) citan para un reservorio somero ubicado en Brasil, que la mayor transparencia se observó en la época de lluvias; sin embargo, la penetración de luz fue mayor en la época de secas, ya que en la de lluvias esta disminuye debido a la turbiedad generada por sólidos particulados arrastrados al sistema por efecto de la escorrentía, esto ocurre de manera similar en este estudio, donde de julio a septiembre (meses en los que el sistema registra su mayor volumen y valores de Z máx.), fueron los meses que registraron mayor transparencia y valores bajos de abundancia del fitoplancton total. Por otra parte, reportan que la diversidad del fitoplancton resultó mayor en la época de lluvias (similar a lo encontrado para La Palapa en el presente estudio); sin embargo, mencionan que en el mes de mayor profundidad y transparencia en el sistema (marzo), la zona eufótica tuvo el menor valor y la diversidad del fitoplancton se vio disminuida consecuentemente.

La temperatura y el Oxígeno disuelto son variables de gran relevancia para el potencial productivo de un sistema acuático; al respecto Ponce-Palafox *et al.* (2010) reportan valores entre 8.8-10.4 mg O₂ L⁻¹ y temperatura promedio de 23°C en estanques (0.15-0.45 ha) con fertilización orgánica y policultivo de carpas, valores adecuados para cultivo de peces al igual que los registrados en La Palapa, que si bien no es un sistema fertilizado intencionalmente, si termina recibiendo una importante carga de nutrimentos orgánicos e inorgánicos arrastrados desde su cuenca de drenaje y por el aporte de materia orgánica que provee el ganado cuando abreva en él.

En el mes de marzo se registraron los valores más altos de OD (19.9 mg O₂ L⁻¹) en superficie y también el menor nivel de visibilidad (0.21 m). Por el contrario, el valor mínimo registrado fue de 0.05 mg O₂ L⁻¹ en el fondo (4 m) en el mes de agosto y de visibilidad en julio (0.5m). Valores por encima del nivel de máximo de saturación de O₂ en el agua también fueron reportados por De la Lanza *et al.* (2008) para un

lago hipertrófico somero en el estado de Guerrero a nivel superficial ($19.9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; 278 % de saturación) y valores de hipoxia y anoxia en el fondo ($0.3\text{-}1.5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; 4-20 % de saturación). Este proceso de hipoxia se debe a la descomposición de la biomasa generada en la superficie y resultante de la producción primaria y por otra parte, debida a los organismos heterótrofos (respiración), además del consumo de oxígeno utilizado para la degradación de la materia orgánica ingresada al sistema por escorrentía. Asimismo comenta que a pesar de la sobresaturación de O_2 disuelto en la superficie, existe un déficit global de OD, ya que la alta densidad fitoplanctónica, así como de los sólidos en suspensión en la superficie, impiden el paso de luz hacia la parte media y el fondo del sistema, por lo que procesos de respiración y descomposición predominan sobre los de fotosíntesis en una mayor parte del volumen relativo del cuerpo de agua; sin embargo, para la Palapa a pesar del valor de sobresaturación que se registró en la superficie, no se presentaron concentraciones de anoxia ($<0.01 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) en la parte del fondo, lo cual puede deberse al proceso de mezcla por lo somero del sistema acuático.

Con base a los registros de temperatura y oxígeno mensuales se observa una clara estratificación durante el día con una curva de tipo de OD clinógrada como menciona Wetzel (2001) con valores cercanos a la anoxia únicamente en el fondo del sistema y en los meses en los que el sistema reportó las mayores profundidades, correspondientes a la época de lluvias. Por lo tanto, se puede describir a La Palapa como un bordo con aguas bien oxigenadas, adecuadas para sostener las comunidades que en ella coexisten e incluso, para la producción piscícola, pues presenta concentraciones promedio mayores a $5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ que es un nivel adecuado para cultivo de tilapia y muchas otras especies acuáticas aprovechables como lo mencionan Gómez-Márquez *et al.* (2015). Respecto a los menores valores que se presentaron en el fondo del sistema estos se presentaron en los meses de julio y agosto y a la profundidad máxima de 4 m (0.08 y $0.05 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ respectivamente) y refieren a una condición de hipoxia ($<0.1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ que es característica en el fondo de sistemas eutróficos (Carlson & Simpson 1996).

En relación al perfil nocturnal de temperatura y oxígeno realizado en septiembre para La Palapa aunado a los resultados obtenidos por otros autores, se puede suponer que es un ambiente cinético turbulento, altamente influenciado por los vientos, con estratificación diurna y mezcla nocturna. Al respecto Nascimento Moura *et al.* (2012) comentan que la mezcla completa para el sistema que estudiaron, se determinó con la diferencia de menos de 1°C entre la superficie y el fondo del sistema en la época de lluvias, para La Palapa debido a la intensa radiación solar característica de la región, altas temperaturas y productividad, este fenómeno no fue registrado en los muestreos mensuales ni en el perfil nocturnal, excepto para los perfiles de las 9 pm y 7 am donde la diferencia de temperatura entre superficie y fondo fue de 0.7 y 0.1°C , respectivamente.

El patrón térmico de este sistema puede clasificarse como polimíctico cálido continuo según la clasificación de Lewis (1987), ya que presenta estratificación en las horas de mayor radiación solar y esta va disminuyendo conforme disminuye la radiación solar hasta la mañana alcanzando en esta el punto máximo de mezcla, resultados que concuerdan con lo descrito por otras investigaciones para este mismo sistema; Gómez-Márquez *et al.* (2021), García (2021), Ruiz (2017) y, Rivera y Hernández (2011).

Chellappa *et al.* (2008) mencionan que esta condición polimíctica es característica de reservorios someros, ya que al estar localizados en regiones semiáridas o cálidas donde la temperatura es elevada en el día y disminuye en la noche, se favorecen movimientos convectivos en la columna de agua que ponen en recirculación nutrientes como el fósforo y sólidos disueltos y suspendidos que de otro modo, permanecerían almacenados por mucho más tiempo en los sedimentos.

La visibilidad y la profundidad máxima son dos variables estrechamente relacionadas, Santibáñez (2014) encontró las mayores transparencias y profundidades máximas en los meses de la época de lluvias (en que el sistema presenta la mayor Z máx) y las menores en la época de secas; Gómez-Márquez *et al.* (2013) para el bordo Huitchila, citan resultados similares a lo registrado en este estudio para La Palapa, también se encontró una correlación entre la visibilidad y la profundidad máxima y que el sistema sigue siendo un sistema acuático permanente, como ha sido reportado por García (2011) y Rivera y Hernández (2011), ya que la profundidad mínima encontrada fue de 2.0 m y la máxima de 4.5 m.

Gómez-Márquez *et al.* (2015) reportan valores entre 0.30-0.40 m de transparencia para un estanque con cultivo de tilapia donde la principal fuente de turbidez provenía del fitoplancton y los desechos de los peces, estos valores son similares a lo registrado en este estudio. Sin embargo, las variaciones en la transparencia del agua observadas en este sistema no se pueden adjudicar únicamente a la abundancia del fitoplancton, si no en conjunto con la concentración de sólidos particulados y disueltos provenientes del área de captación circundante al microembalse, que incrementan la atenuación de la luz, disminuyendo así la zona fótica y eficiencia fotosintética de las algas en las zonas más profundas del sistema (Hernández-Avilés *et al.*, 2007b; Gómez-Márquez *et al.*, 2013).

La máxima profundidad es variable en el tiempo siendo menor durante la época de secas y mayor en la época de lluvias, determinada también por la extracción de agua para las labores agrícolas, las pérdidas por infiltración, la entrada de agua aportada por el afluente y la tasa de evaporación. Esta misma condición ha sido reportada para este y otros microreservorios por Rivera & Hernández (2011), Gómez-Márquez *et al.* (2021), García (2011), Gómez-Márquez *et al.* (2013), Granados-Ramírez *et al.* (2014).

El ion amonio es una de las especies del nitrógeno más abundantes en cuerpos de agua, así lo reporta Elnady *et al.* (2010), quienes mencionan valores entre 0.3-0.8 mg N L⁻¹ para estanques fertilizados orgánicamente con producción de tilapia y gran parte de este (25-33%) proviene de la descomposición de materia orgánica en el sedimento (i.e. células muertas de fitoplancton, vegetación en descomposición, desechos animales, etc.) de acuerdo a lo mencionado por Hargreaves (1997) citado en: Elnady *et al.* (2010), característica que se debe al abundante aporte de materia orgánica, y esta característica se presenta también para el bordo La Palapa.

Boyd (1990) y Kumar *et al.* (2005; Citados en Elnady *et al.*, 2010) comentan que el amonio es la forma de nitrógeno preferida por el fitoplancton pues es absorbido a una tasa mayor que el nitrato, ya que se utiliza de manera directa para síntesis de proteínas, esto se puede constatar en La Palapa ya que la concentración de amonio fue relativamente baja y se mantuvo en el mismo orden de magnitud que la de los nitratos.

Las bajas concentraciones de amonio (<1 mg N-NH₄⁺ L⁻¹) y nitritos (<0.1 mg L⁻¹ N-NO₂⁻) encontradas en La Palapa son adecuadas para el desarrollo de acuicultura extensiva de especies como la tilapia y similares a lo reportado por Gómez-Márquez *et al.* (2015) y puede atribuirse al hecho de que La Palapa presenta aguas bien oxigenadas y alcalinas lo cual favorece los procesos de oxidación del nitrógeno contenido en la materia orgánica en descomposición (nitrificación), ya que estos son llevados a cabo por bacterias aerobias estrictas y está reportado que condiciones de anoxia y alta acidez, inhiben la actividad catalítica de estas bacterias. Por otro lado, el nitrógeno oxidado a nitrato es empleado directamente por el fitoplancton a lo que se le puede atribuir las bajas concentraciones de este compuesto que fueron registradas para La Palapa (<0.5 mg L⁻¹ N-NO₃) (Boyd, 2001; Fairchild *et al.*, 2005).

Correl (1988) establece la importancia de la evaluación del fósforo total además de los ortofosfatos o fósforo disuelto, ya que el intercambio de este nutriente entre la materia particulada en suspensión y

del sedimento con la columna de agua es muy dinámico. El fósforo total presentó dos picos, uno en la época de secas-fría y un segundo en la época de lluvias y los fosfatos presentaron sus mayores concentraciones en la época de lluvias (junio, julio y agosto) debido al aporte de nutrimentos disueltos por medio de las escorrentías y esto coincidió con un descenso de la abundancia total del fitoplancton que registro sus picos en abril y mayo, lo que se corrobora con el valor de correlación de Spearman que resultó inverso entre estas variables (0.7832; $P = 0.0094$). Al respecto, Verma *et al.* (2011A) reportaron los mayores valores de fosfato en la época seca y establecen que el descenso de sus valores está relacionado con el consumo de este nutriente por parte del fitoplancton.

Así mismo los fosfatos que son la forma de fósforo preferentemente asimilada por los productores primarios, presentan una correlación con las clorofitas en el gráfico de ACC y esto coincide con lo reportado por Rivera y Hernández (2011) para La Palapa. Por otro lado, a diferencia de lo reportado por estos autores, los nitratos no mostraron correlación significativa con el fitoplancton para este estudio y las bacilariofitas mostraron un alto valor de correlación de Spearman de manera positiva con los silicatos y la conductividad e inversa con los fosfatos y la $Z_{máx}$, lo que demuestra la dependencia de este grupo con la cantidad de sales disueltas y composición iónica del agua, similar a lo que arrojo para este grupo el ACC, donde muestran un efecto importante de la época de secas reflejado en su correlación con la alcalinidad, conductividad y temperaturas ambiente y del agua.

La fluctuación en los valores de los iones del nitrógeno; amonio (0.01 – 0.29 mg L⁻¹), nitritos (0.0007-0.011), nitratos (0.055-0.428), y también la de **P ttl** (0.032-0.565) y pH (7.66-9.08), es similar a lo reportado por otros autores para este mismo sistema y otros pequeños cuerpos de agua eutróficos (Gómez-Márquez *et al.*, 2021; Rivera y Hernández, 2011; Santibáñez, 2014; Quiroz-Castelán *et al.*, 2006). Los nitratos presentaron diferencias significativas de manera temporal, con la mayor concentración registrándose en el mes de Julio (época de lluvias) y la menor en mayo (época de secas), comportamiento que concuerda con lo reportado por Verma *et al.* (2011a).

El fitoplancton total fue representado en mayor porcentaje por la división Chlorophyta y esto se refleja con su alto valor de correlación de Spearman ($S=0.81$; $P<0.05$), también mostró una correlación positiva con el OD ($S=0.6084$; $P<0.05$) y negativa con los fosfatos ($S=-0.7832$; $P<0.05$). Moura *et al.* (2021) reportan esta misma correlación entre oxígeno disuelto y densidad total del fitoplancton y Quiroz-Castelán *et al.* (2006) mencionan que las cianofitas fueron el único grupo que presentó correlación con el OD para un bordo temporal en el estado de Guerrero.

Como podría esperarse de acuerdo a trabajos anteriores en otros bordos de la región, las clorofitas resultaron el grupo más diverso y abundante del fitoplancton en La Palapa, como también reportan Santibáñez (2014) para el bordo Huitchila y Retana (2019) para La Palapa. De este modo, esta división determinó el comportamiento del fitoplancton total y se demuestra con una fuerte correlación positiva (correlación de Spearman 0.811 / $P=0.007$) que se mostró entre ambas variables y en el ACC. Sus picos de abundancia se registraron en la época de secas (diciembre y marzo) y los valores mínimos al final de la época de lluvias (septiembre, octubre y noviembre). Sin embargo, a pesar de que fue el grupo más dominante del fitoplancton, los picos de abundancia del fitoplancton total se observaron en abril y mayo, debido al aporte de las Bacillariophyta (especialmente *Cyclotella* sp.). Estos resultados son similares a lo reportado por Verma *et al.* (2011a, 2011b) quienes encontraron un descenso del fitoplancton total y las clorofitas en la época de lluvias debido al aumento en el volumen de los sistemas, y los valores mayores de clorofitas en la época seca-fría (atribuyéndolo al aumento de la transparencia y temperatura, y el descenso en el volumen) al igual que en La Palapa en que el pico de clorofitas se presentó en el mes de diciembre (época seca-fría). Por último, ellos reportan dominancia de la Chlorophyta seguida de Bacillariophyceae, Cyanobacteria y finalmente Euglenophyta, lo cual coincide

totalmente con el orden de importancia en cuanto a abundancia y riqueza del fitoplancton de la Palapa. Kwon *et al.* (2009) que al estudiar un lago urbano somero, que cada grupo del fitoplancton fue un reflejo de su especie dominante, *Microcystis* spp. por Cyanophyceae, *Aulacoseira* sp. por Bacillariophyceae, *Dictyosphaerium* sp. por Chlorophyceae, *Rhodomonas* sp. por Cryptophyceae, etc., algo similar a lo que se presentó para la Palapa en que la abundancia y diversidad de los grupos estuvo determinado por la abundancia de las especies más dominantes *Chlorella* sp. por Chlorophyta, *Chroococcus* sp. por Cyanophyceae, *Cyclotella* sp. por Bacillariophyceae y *Phacus* spp. por Euglenophyceae.

Estado trófico

Gómez-Márquez *et al.* (2011) describieron 154 cuerpos de agua en el estado de Morelos (65% permanentes y 35% temporales), la mayoría (80%) descritos en estado de eutrofia con tendencia a hipereutrofia y con superficies menores a 10 hectáreas, se incluye en este listado al bordo La Palapa como un bordo permanente. Esto mismo fue citado por Granados-Ramírez *et al.* (2014).

Shimada *et al.* (2012) evaluaron 3 pequeños embalses en Brasil un lago urbano, un micro embalse rural y una instalación acuícola, los tres mostraron valores altos de nitrógeno, fosfatos y clorofila, emplearon estos dos últimos parámetros para clasificar los sistemas como hipereutrófico, eutrófico y supereutrófico respectivamente, estableciendo la importancia del factor antropogénico en la eutrofización de estos pequeños sistemas. Este factor también es importante en el bordo La Palapa al estar rodeado de zonas de cultivos y de pastaje, y de acuerdo a las concentraciones de clorofila a , fósforo total y visibilidad al disco de Secchi, queda descrito como un sistema eutrófico de acuerdo al IET de Carlson.

El fósforo total fue el parámetro que más influyó el estado trófico del sistema, como se puede observar con los valores del IET por variable; $IET_{P_{ttl}} (79.86) > IET_{Secchi} (75.57) > IET_{clorofila\ a} (62.36)$, y también dada la correlación significativa que presentaron estas dos variables ($S=0.79$; $P=0.0088$). Estos resultados son parecidos a lo reportado por Wojtkowska *et al.* (2021) quienes reportan para dos microembalses, un lago y varios efluentes (ríos) en Varsovia, que la concentración de P ttl ($IET\ P\ ttl=87.25$) fue el factor determinante en el estado eutrófico del sistema más que la clorofila ($IET\ Chlor\ a$ entre 41 – 71.2) o la visibilidad ($IET\ Secchi\ 50-55.9$), esto debido al aporte antropogénico de nutrimentos producto del uso doméstico y agrícola del agua, que se reflejó en altos valores de sales disueltas, de manera similar a lo observado en el presente estudio, en que se registró un alto contenido de sulfatos, dureza y alcalinidad total para el bordo La Palapa.

Wan-Maznah & Makhloogh (2014) reportan discrepancias en el IET cuando se toman en cuenta diferentes indicadores por si solos, ya que clasificaron al reservorio Mengkuang como mesotrófico cuando se tomó en cuenta el $IET_{clorofila\ a}$ o el IET_{Secchi} , mientras que se clasificó oligotrófica al considerar el $IET_{P_{ttl}}$, diferencias entre los índices empleados para definir el estado trófico también se presentaron para La Palapa, ya que cuando se toma en cuenta únicamente la clorofila a ($28\ \mu g\ L^{-1}$; $IET_{clorofila\ a}=62.36$). El bordo La Palapa puede considerarse como un sistema en estado mesotrófico, pero si se toma en cuenta la visibilidad al disco de Secchi o el fósforo total ($0.35\ m$; $IET_{Secchi}=75.57 / 0.248\ mg\ L^{-1}$; $IET_{P_{ttl}}=79.86$ respectivamente) se considera como eutrófico.

Biomasa del fitoplancton (Clorofila a)

Una de las formas más prácticas de estimar la biomasa del fitoplancton es por medio de la cuantificación de la concentración de clorofila a en la columna de agua y es un método usado ampliamente para

estudios de eutrofización, especialmente cuando se toma en cuenta otras variables relacionadas como el fósforo total y la transparencia (Carneiro *et al.*, 2014).

De la Lanza *et al.*, (2008) reportan para un lago hipereutrófico valores de transparencia promedio de 0.25 m y de clorofila *a* en un rango de 96-155 $\mu\text{g L}^{-1}$, demostrando la importancia y relación de estos dos parámetros en el estado trófico del sistema. La transparencia promedio en La Palapa fue de 0.35 m y la clorofila *a* fluctuó en un rango entre 11.7- 45.4 $\mu\text{g L}^{-1}$, valores menores a lo reportado por estos autores siendo un sistema en estado eutrófico. Fairchild *et al.* (2005) mencionan que ha sido reportada esta relación inversa que existe entre la biomasa del fitoplancton (Clorofila *a*) y la transparencia del agua (visibilidad al disco de Secchi), especialmente en lagos someros de gran superficie. Sin embargo, para La Palapa no se obtuvo una correlación significativa entre estas dos variables, debida posiblemente al aporte abiótico i.e. turbiedad causada por sólidos particulados y disueltos arrastrados desde las orillas o resuspendidos del sedimento por el efecto del viento en este cuerpo somero.

En el mes de mayo se presentaron de manera importante las primeras lluvias con un consecuente aporte de nutrientes por medio de los afluentes y de las zona de cultivo aledañas al sistema, es precisamente en estos meses de transición entre época de secas y de lluvias donde se observan los picos de abundancia del fitoplancton que disminuye en los consecuentes meses de lluvias (Jun-Nov) y esto se prueba de manera estadística con la correlación que mostró la transparencia con la profundidad máxima, ya que en los meses de lluvias se registraron las mayores profundidades y valores de transparencia que a su vez se relacionan con una disminución de la abundancia del fitoplancton y de la concentración de clorofila *a*, lo cual coincide con lo reportado por Wan-Maznah y Makhloogh (2014), quienes citan los menores valores de clorofila *a* en los meses de lluvias.

Los mínimos de clorofila *a* se registraron en los meses de julio y agosto; en julio también se obtuvieron la máxima profundidad y visibilidad al disco de Secchi, mientras los picos de clorofila ($>40 \text{ mg L}^{-1}$) se reportan en los meses de febrero y junio; cabe decir que junio fue el mes de mayor precipitación pluvial (285.5 mm) así que tomando en cuenta que el muestreo se realizó en los primeros días de junio, se puede mostrar claramente el efecto de dilución por el drástico descenso de la concentración de clorofila *a* en el sistema en un breve lapso de tiempo (de Junio a Julio), y esto coincide con lo reportado por otros autores como Borges *et al.* (2007) quienes remarcan la importancia del factor pluvial como uno de los determinantes de la variación temporal de la biomasa para microreservorios temporales.

Cabe señalar que estos picos de clorofila *a* de febrero y junio no coincidieron con los picos de abundancia del fitoplancton, pero si se mostraron después de meses con máximos de abundancia del fitoplancton (enero y mayo). Así mismo, los meses con menor abundancia del fitoplancton (septiembre, octubre y noviembre) no coincidieron con los mínimos de clorofila *a*. Finalmente podemos concluir que la biomasa del fitoplancton evaluada por medio de la concentración de clorofila *a* tuvo un comportamiento homogéneo espacialmente (entre estaciones y niveles de profundidad) y variable temporalmente, resultados similares a los reportados por Martínez *et al.* (2018).

En los meses de marzo, abril y mayo se registraron valores bajos de nutrimentos, pero no así de clorofila *a* que no mostró correlación significativa con los principales nutrimentos: nitrógeno y fósforo. Carneiro *et al.* (2014) reportan resultados similares, una baja correlación entre la clorofila *a* y el fósforo total confirmando que el fósforo tiene menor grado de importancia como factor limitante en sistemas tropicales respecto de los templados y por lo tanto una menor relación con la concentración de clorofila *a*. Esto es contrastante con lo reportado por otros autores que señalan una relación inversa entre la concentración de clorofila *a* y fósforo total debido a que una elevada concentración de clorofila implica una alta abundancia del fitoplancton que reduce la concentración de fósforo y nitrógeno en el agua

(Carlson y Simpson., 1996; Fairchild *et al.* 2005; Wan-Maznah y Makhloogh., 2014; Wojtkowska y Bojsnowski 2021).

Diversidad Fitoplancton

La diversidad y equidad del Fitoplancton es un reflejo de ciertos procesos; i.e. crecimiento, sedimentación, perdidas por depredación, disponibilidad y asimilación de nutrientes, etc., y estos responden en relación a la heterogeneidad espacial y al ciclo anual de época de secas y lluvias (Chellappa *et al.*, 2008).

Calijuri *et al.* (2002) y Reynolds (2006), mencionan que la variabilidad de la estructura de la comunidad del fitoplancton en un ciclo estacional, está en función de la disponibilidad de luz debajo de la superficie, la mezcla realizada por el viento, la precipitación, la pérdida de la biomasa de las cianobacterias en el estrato superior de la columna de agua, el aporte de nutrientes (principalmente fósforo) proveniente de las actividades antrópicas; además consideran que la inestabilidad de la columna de agua por factores como viento y temperaturas, es el principal factor que regula los cambios en la composición de las especies.

La remoción continua del sedimento y el aporte constante de sólidos particulados orgánicos e inorgánicos provenientes de las zonas litorales con vegetación emergente (macrofitas) y las áreas de cultivos, determinan una baja transparencia lo cual disminuye la longitud de onda disponible para los procesos fotosintéticos del fitoplancton en la parte media de la columna de agua así como también puede afectar a los peces, dificultándoles su respiración debido a la alta cantidad de sólidos suspendidos (Arredondo y Ponce, 1998). Por otro lado, la relación litoral/zona limnética es mayor para sistemas someros como La Palapa, lo cual conlleva a un aporte cuantioso de algas (que normalmente habitan el sedimento) desde la zona litoral a la zona limnética del sistema, y esto propicia una moderada a una alta diversidad de la comunidad fitoplanctónica a pesar de que son sistemas eutróficos (Hutchinson, 1961, citado en: Borics, 2021). Kwon *et al.* (2009) reportan una mayor riqueza de especies en el bentos que en la superficie y parte media del sistema, debido en parte a los fenómenos de hundimiento y resuspensión por efecto de la temperatura y del viento.

Se registró un total de 55 taxa distribuidos en 6 grupos taxonómicos, de los cuales los dominantes fueron: Chlorophyceae 67.2% (Chlorococcales), Bacillariophyceae 16.3% (Diatomales y Naviculales), Cyanobacteria 7.8%(Chroococcales) y Euglenophyceae 6.9% (Euglenales), por lo que La Palapa (considerando que es un sistema eutrófico y de extensión menor de 5 ha) exhibe una riqueza y diversidad moderadas comparada con otros estudios en reservorios someros de climas cálidos/tropicales. Esta composición es similar incluso a la reportado en reservorios de mayor volumen como lo descrito por Moura *et al.* (2021), Martínez *et al.* (2018) y do Nascimento Moura *et al.* (2012) quienes reportaron una abundancia similar y una composición de 62, 78 y 53 taxones respectivamente para reservorios de orden de magnitud aproximado de 100 veces mayor que la Palapa y del mismo modo que en la Palapa, estos autores reportan a Chlorophyta (42.3%), Cyanobacteria (30.2%), Bacillariophyta (15.1%) y Euglenophyta (3.7%) como las divisiones más abundantes. Todo esto concuerda con los resultados comúnmente descritos para otros sistemas someros y eutróficos que en muchos casos exhiben una alta diversidad en la comunidad fitoplanctónica debido a las constantes perturbancias a las que están sujetos estos sistemas (Calijuri *et al.*, 2002; Ndoghe *et al.*, 2013; Chellappa *et al.*, 2008; Oliva *et al.*, 2008; Santibáñez, 2014; Kwon *et al.*, 2009).

Zhu *et al.* (2021) para un lago somero (2-3m) en el norte de China, reportan un total de 143 especies repartidos en 8 filos, con Chlorophyta (46.2 %) y Bacillariophyta (19.6 %) presentando la mayor riqueza

de especies; sin embargo, las especies más dominantes pertenecieron al taxa Cyanobacteria siendo los géneros dominantes *Phormidium*, *Oscillatoria*, *Anabaena* y *Microcystis*. También reportan una variación temporal del fitoplancton total promedio entre 3417.5 y 17526.1 cel mL⁻¹ y obtuvieron un índice de diversidad de Shannon-Wiever promedio de 1.865 variando entre 1.31-2.914. Por otro lado, mencionan una valor de equidad (J) de Pielou entre 0.316-0.504 con promedio anual de 0.425, estos resultados contrastan con una mayor diversidad encontrada para La Palapa en el presente estudio con un índice de diversidad medio de 2.44 y de equidad de 0.68. Esta moderada diversidad del fitoplancton a pesar de ser La Palapa un sistema eutrófico con altas concentraciones de nutrientes, podría atribuirse a que es un sistema joven (menos de 60 años construido) y que sufre drásticos y constantes cambios de suministro y extracción de agua y que además fue dejado secar y dragado recientemente, tales perturbaciones impiden se alcance un equilibrio permanente en el sistema y por lo tanto, pueda aparecer una mayor dominancia de ciertas especies que lleven a la desaparición de la mayoría de las especies menos capaces de explotar los recursos disponibles en tales condiciones de disturbancia como lo mencionan Borics *et al.* (2021) y Martínez-Silva *et al.* (2018). Este último, también reporta resultados de diversidad y dominancia muy similares, con una moderada a alta diversidad para un reservorio eutrófico en Colombia de reciente construcción (3 años).

Quiroz-Castelán *et al.* (1999) encontraron valores altos de diversidad para 5 estanques de 1 ha fertilizados y con policultivo de carpas y tilapia, esto concuerda con lo registrado para La Palapa ya que el índice de diversidad de Shannon se mantuvo entre 2.26-2.68 bits y la equidad entre 0.59-0.82 con una riqueza máxima de hasta 50 especies registradas en mayo, valores por arriba de los esperado para sistemas eutróficos como comentan estos autores que también mencionan que un aumento en la carga de fertilizantes en la columna de agua produce un aumento en la abundancia del fitoplancton, más no tiene un efecto sobre la composición genérica resultante ni en la equidad, esto lo podemos comprobar en la moderada a alta diversidad observada en estos dos trabajos a pesar de las condiciones eutróficas predominantes en los sistemas, muestran así la gran dinámica en la comunidad fitoplanctónica del bordo La Palapa, que a pesar de registrar, alta carga de nutrientes en sus aguas, los diferentes taxa del fitoplancton encuentran espacio en los distintos nichos disponibles y por lo tanto la diversidad de especies resulta incluso similar a lo reportado para reservorios oligotróficos. Wan-Maznah y Makhloogh (2014), quienes reportaron valores de diversidad del fitoplancton entre 1.6-2.8 bits y equidad entre 0.21-0.62 y una riqueza de hasta 59 especies para un reservorio con (IET=36.5). Basados en esto consideraron al sistema como ligeramente contaminado debido a los bajos valores de diversidad y equidad. Esto aunado a la presencia de ciertas especies indicadoras de contaminación como *Microcystis*, *Chroococcus*, *Oscillatoria*, etc., pone de manifiesto la importancia de la estructura de la comunidad fitoplanctónica como un bio-indicador del estado de deterioro o contaminación del ecosistema acuático.

Composición y abundancia del fitoplancton

Los picos de abundancia y riqueza del fitoplancton se registraron en la época de secas y por otro lado, la mayor diversidad del fitoplancton de La Palapa se observó a principios de la época de lluvias. Moura *et al.* (2021) y Nascimento Moura *et al.* (2012) concluyen que esto se puede atribuir al efecto de “disturbancias” *e.g.* homogeneización de la columna de agua que ocurre debido a la constante entrada de agua al sistema que genera turbulencias, reduciendo la variación espacial y promoviendo la dispersión de los organismos, y lo opuesto ocurre en la época secas, donde el flujo de agua y precipitación disminuye promoviendo esto una heterogeneidad en la distribución de los organismo de los diferentes taxa, resultados similares a lo reportado por Chellappa *et al.* (2008); Mustapha (2009). La división Chlorophyceae resultó ser la de mayor abundancia y diversidad, esto concuerda con lo reportado por otros investigadores para otros bordos ubicados en la región (Gómez-Márquez *et al.*, 2013; Espinosa, 2011; Santibáñez, 2014), e incluso para este mismo sistema Rivera y Hernández (2011)

mencionan que en los microembalses de climas cálidos, la división dominante en el fitoplancton es Chlorophyta, debido a que las condiciones ambientales son propicias para el desarrollo de este grupo pues gran cantidad de sus especies cosmopolitas, oportunistas y características de ambientes eutróficos y someros, y toleran un amplio espectro de condiciones ambientales (Dorantes y Zavala, 2003).

Ngodhe *et al.* (2013) este último, reporta que los picos de diversidad del fitoplancton se encontraron al final de la época de lluvias y la clase Bacillariophyceae presentó su pico de diversidad y composición en esta época con especies como *Navicula* spp., *Synedra* spp. y *Cyclotella* spp. como las más abundantes. Esto contrasta con lo registrado en este estudio, ya que Bacillariophyceae (que resultó ser el segundo grupo más importante en cuestión de riqueza y abundancia) mostró sus picos de diversidad, composición y abundancia en los meses finales de la época de secas (abril y mayo), resultados más acorde a lo reportado por Moura *et al.* (2021) quienes relacionaron la presencia de este grupo con las zonas de mayor turbulencia en el reservorio.

Cyanobacteria siguió a las bacilariofitas en cuanto a abundancia, esto es contrastante con lo reportado por otros autores en este tipo de microembalses donde generalmente Cyanobacteria suele ser el segundo grupo más dominante después de las clorofitas, como es reportado por otros autores como Quiroz-Castelán (1999), Santibáñez (2014), Rivera y Hernández (2011), Carrasco *et al.* (2014), Moura *et al.* (2021), y do Nascimento Moura *et al.* (2012).

Chlorophyta presenta particularmente especies (i.e. *Monoraphidium* spp., *Scenedesmus* spp., *Chlorella* spp.) que a diferencia de Cyanobacteria, no tienden a formar películas o agregados celulares densos en la superficie del sistema y que permanecen en su posición gracias a sus vesículas de gas o de grasa, aumentando así el coeficiente de extinción de luz que ingresa a la columna de agua desde zonas más superficiales, en este caso especies como *Microcystis* sp., *Chroococcus* sp. y *Merismopedia* sp., no pudieron establecerse como dominantes en La Palapa debido a las constantes fluctuaciones en el volumen de agua y flujos de entrada y salida del sistema, en época de lluvias incluso se llegó a observar la pérdida del agua superficial a través de escurrimientos. Al respecto Verma *et al.* (2011b) comentan que en un lago urbano la dominancia de Cyanobacteria fue producto de las altas temperaturas y entrada de nutrientes al sistema, especialmente en la época seca en que el fitoplancton no está sujeto a perturbancias relacionadas al régimen hídrico, además reportaron la presencia de *Microcystis* sp., *Merismopedia* sp. y *Oscillatoria* sp., especies que también se presentaron en la Palapa.

Referente a la división Euglenophyta, esta tiende a presentarse en aguas con alto contenido de materia orgánica disuelta y particulada, debido a su capacidad mixotrófica como lo son las aguas de los bordos, ya que son usados como abrevadero para el ganado, también reciben aporte de material en descomposición de la vegetación palustre y el arrastre de sólidos suspendidos y disueltos de zonas de cultivo cercanas (Arredondo-Figueroa y Flores-Nava, 1992; Quiroz y Díaz, 2010). Tomando esto en cuenta y también las elevadas concentraciones de fósforo y nitrógeno registradas en el sistema, se puede concluir que las euglenofitas no llegaron a sobresalir por su abundancia debido a que los otros grupos del fitoplancton presentan una mayor afinidad y adaptabilidad a este tipo de condiciones limnéticas; sin embargo, pudiese encontrarse una mayor abundancia de este grupo en la zona litoral como proponen Carrasco *et al.* (2014) quienes encontraron mayor abundancia de la división Euglenophyceae en las estaciones ubicadas en las orillas (especialmente las zonas de embarque y desembarque de lanchas), zonas también usadas por el ganado como abrevadero y con abundante vegetación, estos autores atribuyen este dominio de las Euglenophyceae a que el agua en estas zonas litorales posee mayor cantidad de materia orgánica disuelta y en descomposición que la zona limnética, lo cual favorece su desarrollo. De modo similar, Martínez *et al.* (2018) encontraron mayor abundancia

de euglenofitas en las estaciones ubicadas en las desembocaduras de los tributarios que alimentan al reservorio que en la zona limnética del sistema.

Mustapha (2009) evaluó la estructura de la comunidad fitoplanctónica y calidad del agua para un microreservorio tropical en África, encontrando a la división Bacillariophyceae como predominante (75 %) seguida de Chlorophyceae (12%) y Cyanobacteria (11 %). Este autor también reporta que la abundancia del fitoplancton fue mayor en época de lluvias que en época de secas, lo cual contrasta con los resultados obtenidos en el presente trabajo para La Palapa, en que las mayores abundancias se registraron en la época de secas y el máximo en el mes de mayo, siendo la división Chlorophyta el grupo más dominante y mostrando un comportamiento similar al del fitoplancton total que presentó sus picos de abundancia en la época de secas-fría y secas-Cálida. Este autor también establece la importancia de la producción primaria del fitoplancton como un buen predictor o estimador del potencial productivo piscícola, a través de estimadores como la transparencia, abundancia del fitoplancton y concentración de clorofila *a*, ya que el fitoplancton constituye un importante aporte nutricional en la dieta de especies como la tilapia en sistemas extensivos como lo citan Elnady *et al.* (2010).

De acuerdo al diagrama de Olmstead-Tukey realizado para la Palapa se observa que los géneros más dominantes fueron *Chlorella* sp, *Monoraphidium* spp, *Kirchneriella* spp, *Chloroococcum* sp, *Scenedesmus* spp (pertenecientes a Chlorophyta); *Cyclotella* sp (a Ochrophyta), *Phacus* spp (a Euglenophyta); *Chroococcus* sp, *Merismopedia* spp (a Cyanobacteria) y *Cosmarium* sp (Charophyta). La mayoría de estas especies son indicadoras de sistemas eutróficos e hipereutróficos y comunes en pequeños embalses de climas cálidos (Ortega *et al.*, 1994; Oliva *et al.*, 2008). La mayor cantidad de especies se categorizaron como raras (42%) y esto coincide con lo encontrado por Martínez *et al.* (2018) quienes reportaron al 58% de las especies categorizadas como raras y seguidas por las ocasionales (19%) mientras las raras fueron seguidas por las dominantes para La Palapa (36%). La Palapa registro la mayor presencia de especies raras en la época de secas lo cual contrasta con lo reportado por Moura *et al.* (2021), quienes encontraron para un reservorio en Brasil una mayor presencia de especies raras (32%) y ocasionales (27%) en la época de lluvias. Se puede atribuir esto a que el efecto de la turbulencia (producto de una mayor entrada y salida de agua en el sistema) en época de lluvias, no resulta tan importante para La Palapa debido a que es un sistema somero menor de 10 has y posee un reducido número de afluentes y efluentes, en comparación con reservorios de mayor tamaño como el del trabajo citado.

Huszar y Giani (2004) señalan que el fitoplancton puede presentar un patrón de distribución no solo horizontal y temporal, si no también vertical como resultado de las características físico-químicas de la columna de agua y de la capacidad de las algas para regular su posición dentro de la misma por sus diferentes mecanismos de flotabilidad. Para La Palapa, no se encontró una diferencia significativa en la abundancia del fitoplancton entre las distintas profundidades muestreadas (superficie y 1 m).

En los meses de abril y mayo, se observó un aumento considerable en la abundancia de la diatomea *Cyclotella* sp., que es céntrica, con estrategia K y típica de ambientes eutróficos (Borics, 2014 citado en Borics, 2021) y este pudo tener un origen litoral-bentónico como comenta Santibáñez (2014) quien menciona que estos organismos pueden ser resuspendidos desde el bentos, debido a las actividades que realizan los pescadores con la atarraya para la captura de peces, pero también puede ser debido a turbulencia causada por la entrada de agua transportada por los afluentes así como por la mezcla causada por el efecto del viento y las lluvias. Calijuri *et al.* (2002), citan que los principales factores externos que afectan al sistema acuático son la lluvia, el viento, la tasa de flujo y el tiempo de retención teórico del agua, el cual puede variar dependiendo de la profundidad del mismo.

Molina-Astudillo *et al.* (2005) reportan resultados similares para un estanque rustico (0.1 ha) en Cuautla, Morelos, ya que el grupo de las bacilarioficeas presentó la mayor abundancia en enero (superficie y fondo) y abril (en el fondo) con *Cyclotella* sp y *Navicula* sp como dominantes. Adicionalmente Arredondo (1987) & Tilman y Kilham (1977; citados en Quiroz-Castelán *et al.*, 1999) indican que en estanques con presencia de diferentes cultivos piscícolas, las bacilariofitas se presentan como dominantes, ya que son indicadoras de aguas fuertemente mineralizadas, especialmente especies indicadoras como *Cyclotella menenghiana*.

Chellappa *et al.* (2008) reportan para un reservorio somero, que a diferencia de la superficie y la parte media del sistema (donde clorofitas y cianobacterias fueron más abundantes) la abundancia de Bacillariophyceae fue mayor en el fondo del sistema, lo cual confirma que la alta abundancia de *Cyclotella* observada en este estudio pudo deberse a fenómenos puntuales de resuspensión del sedimento, siendo la causa de los altos conteos de organismos en las zonas superficiales del sistema, ya que sus mecanismos de flotación generalmente no son tan eficaces como los de las clorofitas, cianobacterias o euglenofitas que generalmente las superan en términos de abundancia en ambientes eutróficos (Bicudo *et al.*, 2004), de este modo las bacilariofitas encuentran un nicho más favorable en las zonas cercanas al litoral y en el fondo de los cuerpos de agua poco profundos, con alta concentración de sólidos disueltos y suspendidos, y que poseen una importante extensión de la zona eufótica. Finalmente, Martínez *et al.* (2018) reportan resultados similares para un reservorio eutrófico donde la riqueza de diatomeas y abundancia total fue mayor en el fondo que en la superficie del sistema.

Ekhalak *et al.* (2015) evaluaron la composición y abundancia del fitoplancton de un microembalse en la costa oeste de la India y mencionan resultados muy similares a los originados en este estudio, ya que mencionan a Chlorophyta como la división de mayor importancia (52 % de la población total de fitoplancton) con especies en común como *Ankistrodesmus* sp, *Chlorella* sp, *Chlorococcum* sp, *Coelastrum* sp, *Cosmarium* sp, *Crucigenia* sp, *Kirchneriella* sp, *Oocystis* sp, *Scenedesmus* sp, etc., como las más representativas esto debido a que las aguas resultaron ricas en nitratos (4 mg L⁻¹) y fosfatos (0.26 mg L⁻¹), además de aguas cálidas con temperatura del agua promedio de 24.5 °C, TDS 312 mg L y ST 611 mg L⁻¹, condiciones que favorecen a este grupo.

Estas especies pueden ser catalogadas como cosmopolitas según los resultados de Verma *et al.* (2011b), quienes también reporta la presencia de estas especies (excepto *Chlorococcum* sp y *Crucigenia* sp) además de *Pediastrum* sp y *Selenastrum* sp en común, para dos lagos urbanos en India de dimensiones similares a la Palapa. Ekhalak *et al.* (2015) también citan que la segunda división más dominante fue Bacillariophyceae (30%) con especies como: *Achnanthes* sp, *Amphora* sp, *Cyclotella* sp, *Navicula* sp y *Nitzschia* sp siendo abundantes. A su vez Cyanobacteria ocupó el tercer lugar (14%) con presencia de *Merismopedia* sp, *Chroococcus* sp, *Anabaena* sp, *Oscillatoria* sp y finalmente Euglenophyceae en cuarto lugar de importancia con (4%) con *Lepocynclis* sp., las especies mencionadas en ambos trabajos son especies que también fueron registradas para la Palapa en el presente estudio. Por otra parte, Verma *et al.* (2011b) registraron este mismo orden de jerarquía para la comunidad fitoplanctónica en uno de sus dos lagos estudiados, y coincide con la presencia de *Cyclotella* sp, *Melosira* sp, *Navicula* sp, *Nitzschia* sp, *Synedra* sp, *Gomphonema* sp y *Fragilaria* sp (por Bacillariophyta), con *Microcystis* sp, *Oscillatoria* sp y *Merismopedia* sp (en Cyanobacteria), y con *Euglena* sp y *Phacus* sp por Euglenophyta, como especies que también fueron registradas para la Palapa y son especies comúnmente registradas en ambientes eutróficos.

Diniz *et al.* (2022) mencionan para un reservorio supereutrófico en Brasil, una correlación entre la abundancia de Cyanobacteria y el pH; comentan que este grupo requiere un pH alto para su crecimiento

y así mismo poseen la ventaja de asimilar carbono a partir de bicarbonato dentro del medio lo que las vuelve más competitivas que otros grupos y de este modo también influyen en el pH del reservorio liberando OH^- lo que resulta en un incremento del pH (Fernandes *et al.*, 2009; Ataeian *et al.*, 2019; citados en Diniz *et al.*, 2022). Si bien en el presente estudio no se observó una correlación entre pH y la división Cyanobacteria, si se presentaron abundancias moderadas de especies coloniales como *Microcystis sp.*, *Chroococcus spp* y *Merismopedia spp.* Sin embargo, no alcanzaron picos de densidad mayores que los de clorofitas y bacilariofitas, y esto podemos atribuirlo a la irregularidad en cuanto al régimen hídrico del sistema.

Respecto a la presencia de *Microcystis sp.*, posiblemente *M. aeruginosa*, se puede deber a que con base en lo reportado por Calijuri *et al.* (2002), es una especie con estrategia S, (especialista) y aparentemente característica de aguas con oscilaciones de fosfatos, ya que puede almacenarlo de manera eficiente, y puede regular su posición en la columna de agua mediante su densidad celular y gracias a vesículas de gas que le permiten mayor flotabilidad. Además, como lo menciona Kromkamp *et al.* (1989; Citados por Calijuri *et al.*, 2002), requiere altas temperaturas, tolera baja intensidad de luz y no está sujeta de modo importante a depredación por parte del zooplancton o peces.

CCA

Como resultado del Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC), se puede observar que variaciones de ciertos parámetros se relacionan con el incremento o decremento de la población de ciertos grupos del fitoplancton.

Los ejes 1 y 2 del CCA explicaron el 90.61% de la variabilidad en el sistema, en cuanto a la abundancia de los distintos grupos del fitoplancton respecto de las variables ambientales. Esto demuestra que la variabilidad de la comunidad fitoplanctónica responde a fluctuaciones estacionales en la calidad del agua. Ariyadej *et al.* (2004) mencionan que los ejes 1 y 2 del CCA explicaron del 47-72% de la varianza en el biplot de conteo de especies del fitoplancton versus variables físico-químicas. Estos autores también reportan que los parámetros que mayormente afectaron el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica fueron la alcalinidad, temperatura del agua, transparencia, nutrientes y conductividad, esto es similar a lo encontrado para la Palapa donde la dureza, la conductividad, la transparencia, clorofila *a*, IET, la temperatura del agua y los nutrientes fueron las variables que más tuvieron contribución con la variación temporal de la abundancia del fitoplancton. Al respecto Shen *et al.* (2008) explican el uso de ACC para explorar las relaciones entre especies del fitoplancton y los parámetros ambientales y mencionan que el P_ttl, el pH y el oxígeno disuelto fueron los parámetros más importantes que influenciaron la dinámica de la comunidad fitoplanctónica para su estudio en el lago Baiyangdian, variables que también fueron importantes para La Palapa, además de las variables relacionadas al factor edáfico y estado trófico. Cabe decir que no existía reporte previo de CCA para La Palapa ya sea a nivel específico o de división o de phyla.

Clúster

Con referencia al análisis de conglomerados (Clúster), se observa que las variables de acuerdo a su comportamiento temporal se dividen en dos grupos principales correspondientes a la época de lluvias (Jun, Jul, Ago, Sep y Oct) y a la de secas que a su vez se subdivide en secas-frías (Nov, Dic y Ene) y secas-cálidas (Feb, Mar, Abr y May) con junio y febrero como meses de transición. Este agrupamiento es similar a lo descrito por Rivera y Hernández (2011) excepto por el mes de mayo, que para estos autores fue ubicado en el grupo de secas-frías (en ambos estudios, mayo resultó ser el mes más cálido de acuerdo a los registros de temperatura media) y enero en el de secas-cálidas. También coincide con lo

reportado en el bordo Huitchila por Gómez-Márquez *et al.* (2013), excepto por junio que se ubicó en su estudio como mes de transición dentro del grupo de secas-cálidas en lugar del de lluvias. Retana (2019) y Ruiz (2017) reportan agrupaciones de las variables similares aunque presentando algunos cambios respecto de algunos meses de transición entre la época de secas y lluvias. Finalmente como reportan Borics *et al.* (2021), estas variables son influenciadas por el régimen de las condiciones climáticas que se presentan en los cuerpos de agua y dependen de la región geográfica a la que pertenecen, aunque con cierto grado de irregularidad en la duración, intensidad y fechas de inicio y final en que se presentan *e.g.* alteraciones debido al calentamiento global que resultan en cambios en el régimen hidrológico, con serias implicaciones para los ecosistemas acuáticos incluida la comunidad fitoplanctónica, como lo citan también Diniz *et al.* (2022).

Efecto del dragado sobre calidad del agua y estado trófico

Con el fin de controlar el deterioro creciente de los sistemas acuáticos, se desarrollan medidas correctivas que buscan recuperar el estado trófico original (*i.e.* desvío de nutrientes antropogénicos, extracción de biomasa, precipitación química de nutrientes en los afluentes del lago y el dragado de sedimentos entre otras (Stumm y Stumm-Zollinger, 1972; Alhonen, 1985, citados en: Alcocer *et al.* 1988).

Alcocer *et al.* (1988) evaluaron el efecto del dragado en el lago viejo de Chapultepec (sistema hipereutrófico somero con afluente de aguas residuales tratadas) como medida correctiva del estado trófico. Reportan que la extracción de sedimentos no fue tan eficaz como lo hubiese sido la eliminación de la carga externa de nutrientes transportados por los afluentes en particular de fósforo. Concluyen que el dragado no tuvo un efecto evidente en la calidad del agua y estado trófico, ya que los cambios en las concentraciones de clorofila *a*, fósforo total, nitratos y amonio se ubicaron dentro del rango de variación establecido en el periodo de muestreo previo y que son propios de sistemas hipereutróficos por su carácter inestable.

En comparación de lo reportado por este autor, para La Palapa si se registró una disminución del estado trófico y de las concentraciones de fósforo total, nitratos, amonio y clorofila *a*, en muestreos realizados en años posteriores al dragado. La diferencia en los resultados de este autor y el presente estudio puede deberse a que La Palapa si bien tiene una carga externa de nutrientes transportados por sus afluentes y la zona aledaña con cultivos, como en el caso del lago Viejo de Chapultepec, cuyo afluente proviene de aguas residuales tratadas que cuentan con altas cantidades de fósforo y nitrógeno, y en segundo lugar, a que la tasa de recambio de agua es mayor para La Palapa pues es empleada para actividades agrícolas. De este modo el dragado tuvo un efecto relevante en La Palapa debido a el estrecho contacto e intercambio que se presenta entre el fondo del sistema y la columna de agua en sistemas de este tipo (*i.e.* someros y menores de 10 has) que se explica por el aporte gradual de nutrientes por parte del sedimento, esto aunado a la recuperación de volumen y profundidad de la columna de agua que potencia el proceso de dilución en el sistema y por ende propicia una menor disponibilidad de nutrientes.

Rivera y Hernández (2011) reportan al sistema como eutrófico con tendencia a la hipereutrofia; así mismo, también al P total como el factor principal de este estado. Registraron una profundidad máxima de 3.6 m y mínima de 1.3 m, por lo que se puede atribuir estas diferencias al dragado efectuado posterior a su estudio y realizado en mayo del 2013, ya que en el presente estudio la profundidad se incrementó considerablemente con un máximo de 4.25 m y mínimo 1.68 m. Mientras que el IET paso de eutrófico con tendencia a la hipereutrófia (IET total=78.9) a eutrófico (IET total=72.6), esto debido principalmente a una disminución de la concentración de clorofila *a* y P total. En los nutrientes se

observa también un decremento en los valores promedio, mas no así en las variables relacionadas con el factor edáfico (*i.e.* las variables que tuvieron un incremento en sus valores promedio después del dragado fueron la profundidad máxima, el oxígeno disuelto, la alcalinidad, la dureza total, el pH, los sólidos totales y los silicatos mientras que los STD, los nitratos, el amonio, los ortofosfatos, el fósforo total, los sulfatos, la clorofila y el IET disminuyeron con respecto al estudio del 2011).

Se observó una tendencia de las variables influenciadas por el factor edáfico y batimétrico, a incrementar después del dragado, mientras que los nutrimentos, así como otras variables también estrechamente relacionadas con el factor biótico como lo son el IET y la clorofila *a* disminuyen. Por otra parte, los SDT y la visibilidad no mostraron cambios significativos en sus valores.

En conclusión el dragado impacto en forma moderada el estado trófico de La Palapa y esto se vio reflejado en una disminución en la cantidad de nutrimentos disponibles en la columna de agua; sin embargo, el efecto no fue tan drástico o relevante como se hubiese imaginado debido a que para La Palapa, el mayor aporte de nutrimentos y materia orgánica proviene del arrastre y escurrimiento del material suspendido desde de las zonas circundantes al sistema (zonas de uso agrícola y pecuario) más que de la cantidad de nutrientes que se encuentran almacenados en el sedimento del fondo del sistema y que tienen una liberación gradual. En este caso, el dragado propició el aumento del volumen y la profundidad del sistema acuático, para mayor retención de agua para uso principalmente agrícola y ganadero

Respecto al fitoplancton, la división chlorophyta se mantuvo como la más abundante en ambos estudios y los géneros más abundantes de cada división fueron *Chlorella*, *Chroococcus*, *Phacus* y *Cyclotella* respectivamente.

El fitoplancton total reportado por Rivera y Hernández (2011) alcanzó abundancias con máximos de 200,000 cels/mL en los meses de secas cálidas (marzo, abril y mayo) mientras que, en este estudio, se obtuvieron valores de 45,000 org/mL también en los meses de secas cálidas (abril y mayo).

Se observa el mismo patrón en ambos estudios respecto a la abundancia total del fitoplancton presentándose los valores más bajos en los meses de transición entre la época de lluvias y la de secas frías (septiembre, octubre y noviembre), esto debido al estado avanzado de dilución que se presenta en el sistema en esta época como es citado por Quiroz y Díaz (2010) y Gómez-Márquez *et al.* (2021).

Conclusiones

Se registraron 55 especies de fitoplancton pertenecientes a 6 divisiones; Chlorophyta fue la más abundante y de mayor riqueza con 21 especies, seguida de Ochrophyta (Bacillariophyta) con 17 especies, Cyanobacteria con 6 especies, Euglenophyta con 7 especies, Charophyta con 3 especies y por último Xanthophyta con únicamente una especie.

Las especies del fitoplancton más dominantes a lo largo del estudio: *Chlorella* sp., *Monoraphidium irregulare*, *Cyclotella* sp., *Monoraphidium contortum*, *Chroococcus dispersus*, *Kirchneriella obesa*, *Kirchneriella contorta* y *Phacus* spp., todas ellas indicadoras de sistemas con avanzado grado de eutrofia.

La diversidad (índice de Shannon-Wiener) osciló entre 2.26 y 2.68 bits con un valor promedio de 2.447 y el valor del índice de equidad de Pielou, promedio de 0.68 (por lo tanto menor grado de dominancia de ciertas especies) por lo que podemos concluir que el fitoplancton en La Palapa es una comunidad moderadamente diversa

De acuerdo al análisis clúster el sistema se representa por tres grupos estacionales que explican la mayor parte de la variabilidad en los datos, estos son el de la época de lluvias y los de la época seca que a su vez se divide en secas-frías y secas-cálidas.

De acuerdo al análisis de Correspondencias Canónicas por divisiones, se determinó que el factor edáfico (dureza ttl , fosfatos, IET, STD y P ttl) y climático (Precipitación y Temperatura del agua) y la Z max., fueron determinantes en la variación temporal del fitoplancton (riqueza, diversidad y abundancia) y en la variación espacial y temporal de las variables de calidad del agua. Con base al índice de estado trófico se considera al bordo La Palapa como un sistema en estado eutrófico.

El bordo La Palapa se puede considerar con aguas productivas, bien oxigenadas (9.97 mg L^{-1}), aguas duras (733 mg L^{-1}) y cálidas (temperaturas del agua promedio de $24.45 \text{ }^\circ\text{C}$), favoreciendo el desarrollo una alta abundancia y adecuada diversidad de la comunidad fitoplanctónica.

El efecto que el dragado efectuado en mayo del 2013 pudo tener en el sistema fue una disminución en la disponibilidad de nutrimentos en la columna de agua, principalmente fósforo y nitrógeno; sin embargo, este no afectó de forma significativa el estado trófico del sistema debido al aporte externo de nutrimentos que ingresan al sistema por arrastre y escorrentía desde las zonas de cultivo aledañas.

Referencias

- Aguilar, V. (2003). Aguas continentales y diversidad biológica de México: un recuento actual. *CONABIO. Biodiversitas*, 48: 1-15.
- Alcocer, J., Kato, E., Robles, E., y Vilaclara, G. (1988). Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 4(1), 43-56. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37040104>
- Ariyadej, C., R. Tansakul, P. Tansakul y Angsupanish, S. (2004). Phytoplankton diversity and its relationships to the physic-chemical environment in the Banglang Reservoir, Yala Province. *Songklanakarín, J. Sci. Technol.*, 26(5):595-607.
- Arredondo-Figueroa, J. L. y Flóres-Nava, E. (1992). Características limnológicas de pequeños embalses epicontinentales, su uso y manejo en la acuicultura. Depto. de Hidrobiología, UAM-1., *Hidrobiológica*. 3(4). 1-10 p.
- Arredondo, F. J. L. y Ponce, P.J.T. (1998). Calidad del agua en acuicultura. Conceptos y aplicaciones. D. F., México. AGT Editores. 222 pp.
- Arredondo-Figueroa, J. L., G. Díaz-Zavaleta y Ponce-Palafox, J. T. (2007). Limnología de presas mexicanas. Aspectos teóricos y prácticos. 1ª edición. AGT Editor, S.A. México, D. F. 923 p.
- Bellinger, E. G. & Sigeo, D. C. (2010). *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. 1st Edition. Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex, UK. 284 pp.
- Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C. (2004). *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: Ed. Rima. 371pp.
- Borges-Leal, C., Idalino-Rodrigues, E. y Jansen, M. V. (2007). Phytoplanktonic biomass in temporary ponds in São Luís island (Maranhão state-Brazil). *BDUA-Journal of biology*, 2: 106.
- Borics, G., Abonyi, A., Salmaso, N., & Ptasnik, R. (2021). Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. *Hydrobiologia*, 848(1), 53-75. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04332-9>
- Boyd, C. E. (2001). Condiciones sobre la calidad del agua y el suelo en cultivos de camarón. En: Haws M.C., Boyd, C.E. (Eds). *Métodos para mejorar la camaronicultura en Centroamérica*. Ed. Imprenta UCA, Managua, Nicaragua 21, 24-25p.
- Calijuri, M. C., A. C. A. Dos Santos y Jati, S. (2002). Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P.—Brazil). *Journal of Plankton Research*, 24(7), 617-634.
- Carlson, R. E. (1977). A Trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2): 361-369.
- Carlson, R. & Simpson, J. (1996). *A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods*. North American Lake Management Society, 96 pp.
- Carneiro, F. M., J. C. Nabout, L. C. G. Vieira, Roland, F. & Bini, L. M. (2014). Determinants of chlorophyll- α concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 740: 89-99.

- Carrasco-Vargas, U. Y., Díaz-Vargas, F. I. Molina-Astudillo, J. García-Rodríguez y Elizalde-Arriaga, E. E. (2014). Composición fitoplanctónica de la presa El Abrevadero, Jantetelco, Morelos, México. *Acta Universitaria*, 24(6): 3-10.
- Cervantes, S. A. (1984). Manual de técnicas básicas para el análisis de ambientes acuáticos. FES Zaragoza, UNAM, México. 103 p.
- Celewicz, S., & Goldyn, B. (2021). Phytoplankton communities in temporary ponds under different climate scenarios. *Scientific Reports*, 11(1), 17969. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97516-9>
- Chellappa, N. T., Borba, J. M. & Rocha, O. (2008). Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 68(3): 477-494.
- Comas, G. A. (1996). Las Chlorococcales dulceacuícolas de Cuba. Biblioteca Phycologica, Band 99. J. Cramer, Berlin; Stuttgart, 192 pp.
- CONABIO. (1998). La diversidad biológica de México: Estudio de País. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 293 pp.
- CONABIO. (2004). La Diversidad Biológica en Morelos: Estudio del Estado. Contreras-MacBeath, T., Boyás, J.C., Jaramillo, F. (editores). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México, 156 pp.
- CONAGUA. (2011). Estadísticas del agua en México. SEMARNAT. Edición 2013. 181 pp. www.conagua.gob.mx
- CONAGUA. (2018). Estadísticas del agua en México. SEMARNAT. CONAGUA, Subdirección general de planeación, México, 305p. www.conagua.gob.mx
- Contreras, F. (1994). Manual de técnicas hidrobiológicas. Ed. Trillas. 1ª edición. México, DF. 149 pp.
- Contreras-MacBeath, T. (1995). Ecosistemas acuáticos del estado de Morelos (con énfasis en los peces). Universidad Autónoma del Estado de Morelos. *Ciencia y desarrollo*. 20(122): 42-51.
- Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review., *J. Environ. Qual.* 27:261-266 (1998).
- De la Lanza E. G., Alcocer-Durand, J. Moreno-Ruiz, J. L. y Hernández-Pulido, S. P. (2008). Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica*, 18(1): 21-30.
- Dillard, G. (1989). Freshwater algae of the southeastern United states, part 1. Chlorophyceae: Volvocales, Tetrasporales and Chlorococcales. J. Cramer, Berlin; Stuttgart, 200 pp.
- Diniz A. S., Filho, S.L.N. Gama, W. A. & Moura, A. N. (2022). Temporal and vertical variation of phytoplankton and Zooplankton in two tropical reservoirs with different trophic states. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 94(2): 1-20.
- do Nascimento Moura, A., Cardoso do Nascimento, E., & Woclyli Dantas, Ê. (2012). Temporal and spatial dynamics of phytoplankton near farm fish in eutrophic reservoir in Pernambuco, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 581-597. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44923872007>

- Dorantes, G. E. y Zavala, M. M. B. (2003). Estudio de la calidad de agua de tres cuerpos de acuáticos en el estado de Morelos. Tesis de Licenciatura, FES Zaragoza, UNAM.
- Elnady, M. A., Hassanien, H. A., Salem, M. A. & Marian, S. H. (2010). Algal abundances and growth performances of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) as affected by different fertilizers sources. *Journal of American Science*. 2010;6(11) 584-593.
- Ekhalak A., Mohini G. N.C. Ujjania. (2015). Phytoplankton diversity and water quality assessment of ONGC pond, Hazira. *International Journal of Research in Environmental Science (IJRES)* 1(1) 1-5.
- Espinosa-González, T. (2011). Calidad del agua y fitoplancton de los sistemas “Los Planes”, Morelos. Tesis de licenciatura, FES Zaragoza, UNAM. México. 126pp.
- Ettl H, & Gärtner G. (1988). Chlorophyta II. Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales. In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D, editors. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 10, G. Fischer V., Stuttgart; New York, 436 pp.
- Fairchild W. G., Anderson N. J. & Velinsky J. D. (2005). The trophic state ‘chain of relationships’ in ponds: does size matter? *Hydrobiologia*, 539:35-46.
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, Serie Libros No. 6. 5ª. Ed. Instituto de Geografía, UNAM. México. 90 pp.
- García, G.M.A. (2011). Reproducción de *Oreochromis niloticus* en el bordo “La Palapa”, Morelos, Méx. Tesis de licenciatura, FES Zaragoza, UNAM, México. 110 pp.
- García, L. S. (2021). Calidad del agua y nivel trófico en el bordo La Palapa, Morelos, México. Tesis de licenciatura. FES-Zaragoza, UNAM, MÉXICO. 67 PP.
- García-Rodríguez, J., Molina-Astudillo, F. I., Quiroz-Castelán, H., Trujillo-Jiménez, P. y Díaz-Vargas, M. (2011). Distribución y sistemática del fitoplancton a lo largo del río Amacuzac (Morelos, México). *Acta Universitaria*, 21(2): 11-23.
- Gómez-Márquez, J. L., Peña-Mendoza, B. Rosas-Hernández, M. P., Ortiz-Rivera, A., Ramírez-Razo, R. A., Guzmán-Santiago, J. L. (2011). Inventario de los sistemas lenticos del estado de Morelos. Memorias en extenso del XI Simposio Internacional y VI Congreso Nacional de Agricultura Sostenible, *Impacto ambiental*, 7, 19 pp.
- Gómez-Márquez, J. L., Peña-Mendoza, B. Guzmán-Santiago, J. L. y Gallardo-Pineda, V. (2013). Composición y abundancia de zooplancton y calidad del agua en un microreservorio del estado de Morelos. *Hidrobiológica*, 23(2), 227-240.
- Gómez-Márquez, J.L., Peña-Mendoza, B., Alejo-Plata, M. and Guzmán-Santiago, J.L. (2015). Culture Mixed-Sex and Monosex of Tilapia in Ponds in Mexico City. *Agricultural Sciences*, 6(2), 187-194.
- Gómez-Márquez, J. L., Blancas-Arroyo, G., Constanzo-Casillas, E. y Cervantes-Sandoval, A. (2014). Análisis de aguas naturales y residuales con aplicación a la microescala. UNAM, FES Zaragoza, México, D.F., 204 pp.
- Gómez-Márquez J. L., Peña-Mendoza, B., Guzmán-Santiago, J. L., Retana-Ramírez, J. y Rivera-Cervantes, O. (2021). Calidad del agua y estado trófico en el bordo “La Palapa”, Morelos, México / Water quality

and trophic state level at microreservoir “La Palapa”, Morelos state, México. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, Curitiba, 4, 3170-3187.

Granados-Ramírez, J. G., Gómez-Márquez, J. L., Peña-Mendoza, B. y Martínez-Alaníz, M. (2014). Inventario de cuerpos de agua del estado de Morelos. AGT Editor, S. A., 1ª edición, México, 355 pp.

Hernández-Avilés, J.S., García-Calderón, J.L., De la Lanza-Espino, G. (2007^a). A proposed limnological classification of small water bodies based on the climate, in a tropical region: Mexico. *Boletín del Instituto de Geografía*, UNAM, 64, 63-74.

Hernández-Avilés, J.S., García-Calderón, J.L., Galindo, M. de C. y Loera, P. J. (2007^b). Microembalses: una alternativa de la limnicultura. Pp. 597-620. En: De la Lanza-Espino, G., García-Calderón, J.L. (2007). Las aguas interiores de México. Editorial AGT Editor, S. A., 1ª edición, México, 695pp.

Huszar, VLM. & Giani, A. (2004). Amostragem fitoplanctônica em águas continentais: Reconhecimento de padrões espaciais e temporais. Pp. 133-147, cap. 8. En Bicudo, C.E.M. Y Bicudo, D.C. (Orgs.). Amostragem em Limnologia. São Carlos: Ed. Rima, 371 pp.

INAFED. (2010). Enciclopedia de los municipios de México, Estado de Morelos. SEGOB. www.inafed.gob.mx.

INEGI. (2009). Prontuario de información geográfica de los Estados Unidos Mexicanos. Ayala, Morelos (en línea). México. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/17/17004.pdf>.

INEGI. (2014). Anuario estadístico y geográfico de Morelos 2014. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México, 475 pp.

INEGI. (2015). Anuario estadístico y geográfico de Morelos 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México, 466 pp.

Integrated Taxonomic Information System (ITIS) on-line database. www.itis.gov

John, D. M., Whitton, B. A. & Brook, A. J. (2002). The freshwater algal flora of the British Isles. The Natural History Museum. Cambridge University Press, Cambridge, 702 pp.

Kramer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae I. Naviculaceae. In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D, editors. Süßwasserflora von Mitteleuropa, G. Fischer V., Stuttgart, 875 pp.

Kramer, K. & Lange-Bertalot, H. (1988). Bacillariophyceae II. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D, editors. Süßwasserflora von Mitteleuropa, VEB G. Fischer V., Stuttgart, 596 pp.

Kramer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991^a). Bacillariophyceae II. Centrales, Fragilareaceae, Eunotiaceae. In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D, editors. Süßwasserflora von Mitteleuropa, G. Fischer V., Stuttgart, 574 pp.

Kramer, K. and Lange-Bertalot, H. (1991^b). Bacillariophyceae II. Achnanthaceae, KritischeErgänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D, editors. Süßwasserflora von Mitteleuropa, G. Fischer V., Stuttgart, 432 pp.

Kwon, Y., Hwang, S., Park, K., Kim, H., Kim, B., Shin, K., An, K., Song, Y. & Park, Y. (2009). Temporal changes of phytoplankton community at different depths of a shallow hypertrophic reservoir in relation to environmental variables. *Ann. Limnol. – Int. J. Limn.*, 45, 93-105.

Lewis, W. M. J. (1983). A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40, 1779-1787.

Marques, D. S. M. J. (2004). Probabilidad y estadística para ciencias químico-biológicas. FES Zaragoza, UNAM, Mexico, D.F., 626 pp.

Martinez de Marco, S.N., Tracanna, B. C. Isasmendi, S. C., Alderete, M. C., Taboada, M. A. y Mirande, V. (2018). Evaluación del fitoplancton en el embalse Escaba (Tucumán-Argentina) para caracterizar la calidad de las aguas. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 53 (4): 521-542.

<http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v53.n4.21976>

Martínez-Silva, P., Muñoz-Yustres, J. L., Losada-Benavides, L. C. y Rodríguez-Serrezuela, R. (2018). Composition of the phytoplankton community in the first stages of the Quimbo dam life cycle in Huila-Colombia. HIKARI Ltd, *Contemporary Engineering Sciences*, 11(19), 907-924.

<https://doi.org/10.12988/ces.2018.8265>

Molina-Astudillo, F. I., Quiroz-Castelán, H., García-Rodríguez, J. y Díaz-Vargas, M. (2005). Distribución vertical del plankton en un estanque rustico de producción piscícola en el municipio de Cautla, Morelos, México. *REDVET.* 6(4).

<http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n040405.html>

Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 86 pp.

Moreno, J. L. (2003). Fitoplancton. Pp. 13-40. En: De la Lanza, E. G. (editor). Manual para la colecta, el manejo y las observaciones de campo para Bioindicadores de calidad del agua, AGT Editor, México, D.F. 190 pp.

Moreno-Franco, D. P., J. Quintero-Manzano y A. López-Cuevas. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78, 25-33.

Moreno C.E., Barragán, F., Pineda, E. & Pavón, N. P. (2011). Reanalyzing alpha diversity: alternatives to understand and compare information about ecological communities. *Rev. Mex. Biodiv.* 82(4), 1249-1261. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532011000400019

Moura, L. C. S., Moreira, S. S. Alves, C. S., Alves, C. R. S. & Bortolini, J. C. (2021). Plankton reachness and abundance in response to seasonality and spatiality in a tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 33(13).

<https://doi.org/10.1590/S2179-975X11419>

Mustapha, M. K. (2009). Phytoplankton assemblage of a small, shallow, tropical African reservoir. *Rev. Biol. Trop.* 57(54): 1009-1025.

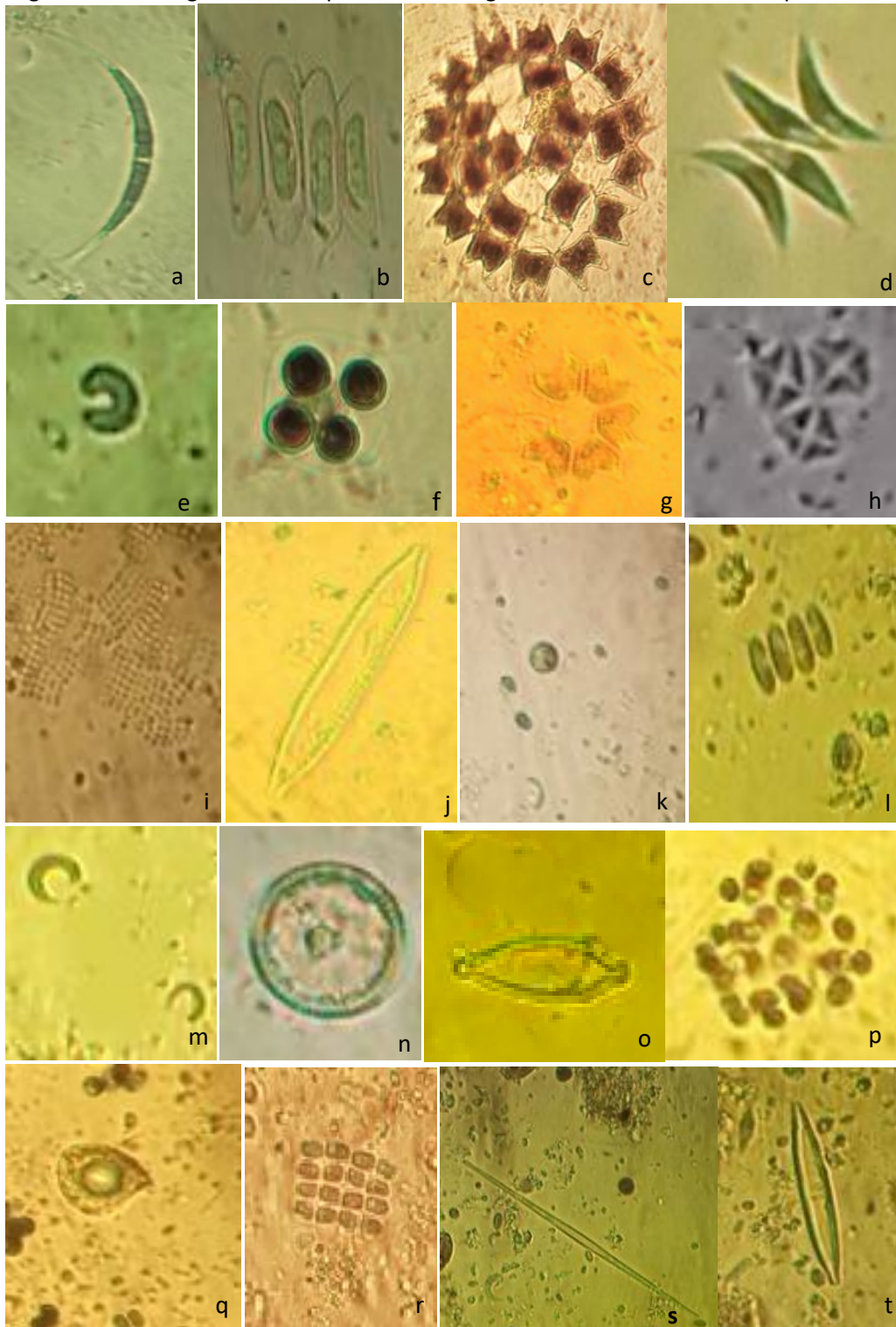
Needham, J.G. y Needham, P. R. (1972). Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Editorial Reverté, Barcelona, España. 131 pp.

- Ngodhe, S. O., Raboru, P. O., Arara, B. K., Orwa, P. O. & Otieno, A. A. (2013). Spatio-temporal variations in phytoplankton community structure in small water bodies within Lake Victoria basin, Kenya. *Afr., J. Environ. Sci. Technol.* Vol. 7(9): 862-873.
- Novelo, E. y Tavera, R. (2011). Un panorama grafico de las algas de agua dulce de México. *Hidrobiológica*, 21(3): 333-341.
- Oliva-Martínez, M. G., Godínez-Ortega, J.L. y Zuñiga-Ramos, C. A. (2014). Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 54-61.
- Oliva-Martínez, M. G., Rodríguez-Rocha, A., Lugo-Vázquez, A. y Sánchez-Rodríguez, M.R. (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18(1), 1-13.
- Orozco-Blancarte, E. A. (2013). Edad y crecimiento de *Oreochromis niloticus* en el bordo "La Palapa", Morelos. Tesis de Licenciatura, FES Zaragoza, UNAM, México, 67 pp.
- Ortega, M. M. (1984). Catálogo de algas continentales recientes en México. 1ª edición. Universidad Nacional Autónoma de México. Coordinación de la investigación científica. Instituto de Biología, UNAM, México. 561 pp.
- Ortega, M., Godínez, J. L., Garduño, G. y Oliva, M. G. (1994). Ficología de México: algas continentales. 1ª edición AGT. Editor SA de CV México. 221 pp.
- Pielou, E. C. (1975). Ecological diversity. Ed. John Willey y sons. inc., 165pp.
- Ponce-Palafox, J. T., Arredondo-Figueroa, J. L., Castillo-Vargasmachuca, S. G., Rodríguez-Chávez, G., Benitez-Valle, A., Regalado de Dios, M. A., Medina-Carrillo, F., Navarro-Villalobos, R., Gómez-Gurrola, J. A., López-Lugo, P. (2010). El efecto de la fertilización química y orgánica sobre el fitoplancton y la producción de peces en un sistema de policultivo de carpas (CYPRINIDAE). *Revista Biociencias* 1(1)1, 44-50.
- Quiroz-Castelán, H., Solís-Pérez, O., García-Rodríguez, J., Molina-Astudillo, I., Díaz-Vargas, M. (2006). Variación de componentes fitoplanctónicos en un bordo temporal del Estado de Guerrero, México. *REDVET*. 7(11): 1-25.
- Quiroz-Castelán, H., Molina-Astudillo, F. I., Ortega-Salas, A.A. (1999). Abundancia y diversidad del fitoplancton en estanques con policultivo de peces, utilizando fertilizantes orgánicos, inorgánicos y combinados. *Ciencia y Mar*. UNAM, México. Artículos y ensayos: 3(8), 3-14.
- Quiroz C. H. y Díaz, M. V. (2010). Los bordos y su aprovechamiento en Morelos. *Inventio*, 12, 33-38.
- Retana-Ramírez, J. (2019). Análisis de la calidad del agua y su relación con la comunidad zoopláctica en el microembalse La Palapa, en Morelos, México. Tesis de maestría. FES-Zaragoza, UNAM, México. 115 pp.
- Ruiz-Pérez, G. (2017). Variación temporal del zooplancton en el bordo La Palapa, Morelos, México. Tesis de licenciatura. UNAM, FES-Zaragoza, UNAM, México. 95 p.
- Reynolds, C. S. (2006). The Ecology of Phytoplankton. 1st ed., Cambridge University Press, 535 pp.
- Rivera, C. O. A. y Hernández G. G. N. (2011). Producción y calidad del agua de los reservorios Amate amarillo y La Palapa, Morelos. Tesis de Licenciatura. FES Zaragoza, UNAM, México, 118 pp.

- Sánchez-Mendoza, J. M. y Zamora-Aparicio, S. D. (2012). Producción y calidad del agua del bordo Huitchila, Morelos, México. Tesis de licenciatura, FES Zaragoza, UNAM, México. 101 pp.
- Sánchez, O., Herzig, M., Peters E., Márquez-Huitzil R. y Zambrano L. (2007). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. 1ª Ed., Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). 297 pp.
- Santibáñez-Márquez, D. (2014). Evaluación de la producción primaria y calidad del agua del bordo Huitchila, Mor. Tesis de licenciatura, FES Zaragoza, UNAM, México. 86 p.
- Schwoerbel, J. (1975). Métodos de hidrobiología (biología del agua dulce). 1ª edición, H. Blume Ediciones, Madrid, España. 262 pp.
- Shen H. and Liu C. (2008). Canonical correspondence analysis of phytoplankton community and its environmental factors in the Lake Baiyangdian. *J. Lake Sci.*, 20, 773-779.
<https://doi.org/10.18307/2008.0616>
- Shimada Borges, J. C., Salimbeni Vivai, A. B. B., Branco, P. C., Silva Oliveira, M. y Machado Cunha da Silva., J. R. (2012). Effects of Trophic levels (chlorophyll and phosphorous content) in three different water bodies (urban lake, reservoir and aquaculture facility) on gill morphology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *J. Appl. Ichthyol.*, 29, 573-578.
- Sokal, R. y Rohlf, F. J. (1979). Biometria. 1ª ed. española, H. Blume Ediciones, Madrid, España. 832 pp.
- Torres-Orozco, R. y García-Calderón, J. L. (1995). Introducción al manejo de datos limnológicos. 1ª edición, UAM, D.F., México, 130 pp.
- Verma, P. U., Chandawat, D. K. & Solanki, H. A. (2011a). Seasonal variation in physico-chemical and phytoplankton analysis of kankaria lake. *Life Sciences Leaflets.*, 19, 842-854.
- Verma, P. U., D. K. Chandawat y H. A. Solanki. (2011b). Phytoplankton analysis in two different lakes of urban Ahmedabad. *Life Sciences Leaflets*, 20, 923-934.
- Wan-Maznah, W. O. & Makhloogh, A. (2014). Water quality of tropical reservoir based o spatial-temporal variation in phytoplankton composition and physics-chemical analysis., *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12(7), 1-12. <https://DOI10.1007/s13762-014-0610-3>.
- Wetzel, R. G. and G. R. Likens. (2000). Limnological Analysis. Springer Verlag, Nueva York, 429 pp.
- Wetzel, R. G. (2001). Limnology. Lakes and Rivers Ecosystem. 3rd edition. Academic press, San Diego, E.U. 1006 pp.
- Wojtkowska, M., Bojsnowski, D. (2021). Assessing trophic state of surface waters of Sluzewiecki Stream (Warsaw). *Applied Water Science*, 11(7), 111-118.
<https://doi.org/10.1007/s13201-021-01446-w>
- Zhu H., Liu X. G. & Cheng, S.P. (2021). Phytoplankton community structure and water quality assessment in an ecological restoration area of Baiyangdian Lake, China. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18, 1529-1536.
<https://doi.org/10.1007/s13762-020-02907-6>

Anexo

Algunos de los organismos fitoplanctonicos registrados en el bordo La Palapa.



a) *Closterium* sp. b, d & l) *Scenedesmus* spp. c & g) *Pediastrum* spp. e) *Kirchneriella* sp. f) *Oocystis* sp. h) *Crucigenia* sp. j) *Nitzschia* sp. k) *Chlorella* sp. m) *Monoraphidium* sp. n) *Cyclotella* sp. o) *Gomphonema* sp. p) *Chroococcus* sp. q) *Phacus* spp. i & r) *Merismopedia* sp. s) *Synedra* sp. t) *Navicula* sp.