



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

EL EFECTO DE LA AIREACIÓN SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA EN CANALES DE SAN
GREGORIO ATLAPULCO

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS
(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:
CÉSAR ARTURO GUTIÉRREZ VARGAS

Tutora principal: Dra. Claudia Alejandra Ponce de León Hill (Facultad de Ciencias, UNAM)

COMITÉ TUTOR

Dra. Silvia Pajares Moreno (Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM)
Dr. Jorge Jiménez Contreras (FES Iztacala, UNAM)
Dra. Marisa Mazari Hiriart (Instituto de Ecología, UNAM)
Dr. Víctor Manuel Luna Pabello (Facultad de Química, UNAM)

Ciudad Universitaria, CD. MX., JUNIO 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México



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

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología (PCML) por las facilidades e infraestructura necesaria para la elaboración de mi investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada durante los dos años de maestría.

A la Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias de la UNAM, por el uso de las instalaciones, equipo y material para el desarrollo del trabajo experimental. Al Laboratorio de Bacteriología UIICSE de la FES Iztacala de la UNAM por el uso de instalaciones y equipo, y a sus integrantes por el apoyo en las salidas de campo y procesamiento de muestras.

A la Dra. Claudia Alejandra Ponce de León Hill por abrirme las puertas de su laboratorio y darme su tutoría, apoyo y enseñanzas para mi formación personal y profesional.

Al Dr. Diego de Jesús Chaparro Herrera por su apoyo, enseñanzas y críticas constructivas que ayudaron de gran manera en la elaboración de esta tesis.

A los integrantes de mi comité tutorial: Dra. Silvia Pajares Moreno, Dra. Marisa Mazari Hiriart, Dr. Jorge Jiménez Contreras y Dr. Víctor Manuel Luna Pabello, por las revisiones, sugerencias y comentarios a esta investigación.

Al Mtro. Manuel Hernández Quiroz por las enseñanzas y apoyo en el laboratorio.

A la Mtra. Elsa Valiente Riveros por permitirme colaborar con su asociación, y el apoyo en el trabajo de campo y procesamiento de muestras.

Al Sr. Luis Martínez Galicia por brindarnos la confianza y prestarnos su espacio para poder llevar a cabo la experimentación.

Agradecimientos personales

A mi mamá que siempre está dispuesta a brindarme su apoyo de la manera que sea, y que, entre otras cosas su idea de recolectar el agua gris de la casa para reutilizarla sirvió de inspiración para seguir este camino.

A mi papá, con quien llevo años intercambiando ideas sobre cualquier tema o “problema”, y que con su creatividad y experiencia siempre propone (o ejecuta) alguna solución.

Gracias a ambos porque sin su apoyo no hubiera tenido el privilegio de realizar una maestría.

A mis hermanos, Karla y Edgar, que a su manera siempre están presentes.

A Mena, con quien he crecido y hemos ido desarrollando juntos el gusto por aprender, que nos ha ido encaminando hacia la investigación científica.

Tabla de contenido

Resumen	1
Introducción	3
Ecosistema acuático	3
Clasificación trófica de los lagos	9
Los cuerpos de agua urbanos	9
Justificación	10
Marco teórico	12
Aireación	12
Aireación artificial en lagos	14
Índice de calidad del agua	15
Zooplancton como bioindicador	16
Objetivos	16
Preguntas de investigación	17
Hipótesis	17
Metodología	17
Área de estudio	17
Implementación del sistema de aireación	19
Evaluación del coeficiente de transferencia de oxígeno	20
Análisis de agua	22
Índice de calidad del agua	22
Análisis de zooplancton	23
Experimento prospectivo	24
Experimento en temporada de secas frías	26
Análisis estadístico	28
Resultados y discusión	28
Pruebas de coeficiente de transferencia de oxígeno	28
Experimento en temporada de secas frías	29
Conclusiones	56
Perspectivas y alternativas	57
Referencias bibliográficas	59
Anexo I	69
Anexo II	84

Resumen

Al sureste de la Ciudad de México se encuentra el Área Natural Protegida (ANP) “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”, una importante zona lacustre agro-urbana. A través del tiempo se ha ido deteriorado debido al crecimiento urbano irregular, el cambio de uso de suelo y la modernización de las prácticas agrícolas tradicionales. La sobreexplotación de los acuíferos para satisfacer la demanda de agua potable de los ciudadanos ha reducido el aporte de agua superficial hacia el sistema, y sumado a esto, las descargas de aguas residuales urbanas (crudas y parcialmente tratadas), de la ganadería y la agricultura moderna han provocado el deterioro de la calidad del agua en este sistema lacustre. Particularmente, la zona de San Gregorio Atlapulco es más propensa debido a que está constituida por una serie de pequeños canales sin conexión entre sí, por lo que prácticamente no hay flujo. Al ser una zona agrícola muy productiva es importante que se cuente con agua de buena calidad para el riego. Se ha encontrado que un parámetro crucial para mejorar la calidad del agua en estos canales es el oxígeno disuelto (OD).

Buscando atender esta problemática, en el presente proyecto se instaló un sistema de aireación por difusores sumergidos de burbuja fina que funciona con energía solar en un canal de San Gregorio Atlapulco, con la finalidad de analizar el efecto de la aireación sobre los parámetros físicos y químicos del agua, la diversidad y abundancia del zooplancton, y un índice de la calidad del agua. Para ello se monitorearon los parámetros físicos y químicos del agua, y se tomaron muestras para determinar nutrientes (nitrógeno y fósforo), clorofila-a, así como diversidad y abundancia del zooplancton, a diferentes distancias de los difusores, a lo largo de cinco meses (durante la temporada de secas frías).

Se esperaba que la aireación provocara un aumento en la concentración de OD del agua, lo que a su vez llevaría a conseguir un mayor valor del índice de calidad del agua y un aumento en la diversidad de especies del zooplancton. Sin embargo, aunque se registraron aumentos en las concentraciones de OD hacia el final del experimento, estos no fueron atribuidos a la aireación ya que también ocurrieron en el Control, si no que se

debieron a la disminución estacional de la temperatura. Probablemente las burbujas generadas por los difusores no fueron suficientemente pequeñas para permitir la disolución del oxígeno en el agua, sumado a que la columna de agua era muy corta, por lo que el tiempo de residencia de las burbujas era muy limitado.

Los mayores índices de calidad del agua también se registraron hacia el final del experimento, pero solo se consiguieron valores equivalentes a “mala calidad” en todos los puntos durante todo el experimento.

A lo largo del experimento una “alfombra” de *Lemna minor* se mantuvo en el canal con aireación y el Control. Cuando el sistema de aireación se encontraba operando, la turbulencia provocada por el aire al salir de los difusores desplazaba las plantas en la superficie, lo que probablemente provocó cambios drásticos en la composición de los grupos del zooplancton, destacando la predominancia de las especies grandes de cladóceros en los puntos cercanos a los difusores, ya que al ser consumidoras de grandes cantidades de fitoplancton pueden ayudar a mejorar la calidad del agua. Otro efecto de la turbulencia fue que incentivó la homogeneización de la columna de agua, lo que se vio reflejado en que las temperaturas superficial y epibentónica fueron similares en el canal con aireación, contrario a la estratificación que se registró en el Control. La temperatura también pudo haber influido en la composición de las especies del zooplancton.

Además de las limitaciones técnicas del sistema de aireación se presentaron interferencias humanas en los canales (remoción de vegetación acuática y de la zona litoral, utilización del agua de los canales para el riego de plantas) que no fue posible anticipar, y que pudieron haber afectado a las variables estudiadas.

Por lo anterior, se pone en duda si el sistema de aireación utilizado pueda ser funcional a largo plazo en los canales de San Gregorio Atlapulco.

Introducción

Ecosistema acuático

Los componentes que permiten describir un ecosistema acuático se pueden dividir en bióticos y abióticos.

El componente biótico de un ecosistema acuático abarca virus, bacterias, arqueas, protozoos, hongos, organismos fotoautótrofos (fitoplancton y macrófitas acuáticas), invertebrados acuáticos de los filos Porifera, Cnidaria (solo de la clase Hydrozoa), Platyhelminthes, Nemertea, Annelida, Nematoda, Gastrotricha, Rotifera, Mollusca, Bryozoa, Tardigrada, y Arthropoda con los subfilos Chelicerata (ácaros acuáticos), Hexapoda (insectos acuáticos) y Crustacea (clases Ostracoda, Copepoda, Malacostraca, y Branchiopoda, que incluye al suborden Cladocera) (J. H. Thorp et al., 2010), peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos (O'Sullivan & Reynolds, 2004; Tundisi & Tundisi, 2012a). El componente abiótico de un ecosistema acuático son todos aquellos factores no vivos que influyen en la distribución y dinámica del componente biótico (Eramma et al., 2023), incluyendo factores químicos (pH, potencial redox, iones y gases disueltos) y físicos (morfometría de la cuenca, luz, temperatura, viento, etc.) (Eramma et al., 2023; Lampert & Sommer, 2007).

El estudio de los factores bióticos de un ecosistema acuático se puede abordar a través de sus comunidades (neuston, plancton, necton, perífiton y bentos):

El término neuston se refiere al conjunto de organismos asociados a la capa superficial de cuerpos de agua. Pueden ser completamente acuáticos (protozoos, bacterias, algas y macrófitas flotantes) o moverse sobre la superficie del agua (colémbolos, algunos arácnidos y familias de hemípteros) (J. H. Thorp, 2015). Incluye especies que habitan debajo de la superficie acuosa (hiponeuston), individuos que están por encima, pero sumergidos en el agua (epineuston), y organismos que se desplazan sobre la superficie de estructuras hidrofóbicas. La red trófica del neuston está soportada por una película bacteriana delgada en la superficie superior, fitoplancton cerca de la superficie y materia alóctona (ya que la capa superficial actúa como trampa de partículas atmosféricas y

materia orgánica transportada en aerosoles) (Lampert & Sommer, 2007; J. H. Thorp, 2015).

La comunidad que forma parte del material suspendido en el agua se denomina seston, cuyo componente vivo es el plancton, y el componente sin vida es el tripton (Reynolds, 2006). El plancton es la comunidad de organismos que habitan en aguas abiertas durante una etapa o todo su ciclo de vida, con limitación de locomoción y sistemas que les permiten la flotación de manera limitada o permanente (Reynolds, 2006). El plancton se divide en fitoplancton, integrado por organismos autótrofos fotosintetizadores unicelulares, coloniales o multicelulares, y zooplancton:

- a. El fitoplancton está conformado por cianobacterias (algas verde-azules), y organismos del dominio Eukarya, de los filos Chlorophyta (algas verdes), Euglenophyta, Eustigmatophyte, Raphidophyte, Tribophyte, Chrysophyta (algas doradas), Haptophyta, Bacillariophyta (diatomeas), Dinophyta (dinoflagelados) y Cryptophyta (Reynolds, 2006; Sheath & Wehr, 2003). Junto con las macrófitas acuáticas conforman a los productores primarios, y valiéndose de sus principales pigmentos, las clorofilas, incorporan la energía al ecosistema a través de la fotosíntesis, en la que utilizan dióxido de carbono (CO_2), agua, una adecuada intensidad de luz, y nutrientes para formar sus células. Los fotoautótrofos sumergidos obtienen el carbono del CO_2 disuelto en el agua mientras que solo las macrófitas con tallos y hojas aéreas pueden tomar el CO_2 directamente de la atmósfera. Respecto a los nutrientes que necesitan, el nitrógeno, fósforo, hierro y sílice (diatomeas y pastos) son considerados los limitantes (Lampert & Sommer, 2007). En general, la composición molecular del protoplasma de los fotoautótrofos sigue la relación de Redfield (106 átomos de carbono por cada 16 átomos de nitrógeno, por cada átomo de fósforo), y debido a que los aportes naturales de fósforo (P) son muy pequeños se considera el principal elemento limitante (Stumm, 2004). Los productos de la fotosíntesis son en parte reservados en el citoplasma del fitoplancton, y varían según el grupo: Chlorophyta y Cryptophyta producen

almidón, Chrysophyta produce crisolaminarina, y otros grupos almacenan proteínas y lípidos. El fitoplancton sirve de alimento para el zooplancton herbívoro (O'Sullivan & Reynolds, 2004; Tundisi & Tundisi, 2012a).

- b. El zooplancton de aguas continentales está conformado principalmente por protozoos, rotíferos, cladóceros y copépodos (Cervantes-Martínez et al., 2023). Los organismos del zooplancton tienen diferentes sistemas de alimentación: hay filtradores que consumen fitoplancton, bacterias y detritos, y también existe depredación intra- zooplancton (Matsumura-Tundisi et al., 1990). El zooplancton se clasifica en holoplancton, aquél que todo su ciclo de vida se mantiene en la columna de agua y no está sobre un sustrato, e incluye rotíferos y crustáceos (en su etapa de nauplios hasta copépodos adultos, y braquiópodos pequeños [cladóceros] y grandes [ej., camarón hada]), y meroplancton, que solamente forma parte del plancton en las etapas tempranas de su vida, e incluye larvas de insectos (como el mosquito fantasma *Chaoborus*) o ácaros. Los rotíferos y microcrustáceos que viven en la zona pelágica de lagos se consideran como el plancton “verdadero”, mientras que los que habitan en la zona vegetal litoral generalmente son bénticos y viven sobre los tallos o las hojas de plantas (Rogers & Thorp, 2015).

El necton está integrado por organismos con capacidad de nadar activamente en el cuerpo de agua, principalmente peces (Lampert & Sommer, 2007; Tundisi & Tundisi, 2012a).

El perífiton abarca a los organismos que se desarrollan sobre algún sustrato sumergido (como en el rizoma de macrófitas acuáticas) , y contribuyen a la producción de materia orgánica en las regiones someras y soleadas de los lagos (Lampert & Sommer, 2007). Incluye diatomeas, cianobacterias, algas verdes filamentosas, bacterias, hongos, protozoos, rotíferos y larvas de insectos (Tundisi & Tundisi, 2012a).

La comunidad del bentos se distribuye dentro de los sedimentos y en la interfaz agua/sedimento. Los filos de algas bentónicas más comunes son Cyanophyta, Chlorophyta y Bacillariophyta (Stevenson, 1996). Los principales grupos de invertebrados bénticos son

insectos, anélidos, moluscos y crustáceos (Wetzel, 2001). La mayoría de los organismos zoobentónicos son detritívoros, aunque también hay carnívoros y pastadores (moluscos) (Jónasson, 2004). En los lagos, los organismos bentónicos dependen en parte de la sedimentación de material orgánico proveniente de estratos superiores (Tundisi & Tundisi, 2012a).

Respecto al componente abiótico, las especies químicas de nitrógeno y fosforo, también llamados nutrientes, son factores químicos de especial importancia cuando se habla de eutrofización de los sistemas acuáticos:

a. Nitrógeno

El nitrógeno puede entrar a una cuenca de drenaje en distintas formas: disuelto (N_2), ácido nítrico (HNO_3), ion amonio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-), NH_4 adsorbido a materia particulada inorgánica, y como compuestos orgánicos, disueltos o particulados (Wetzel, 2001). Según la especie será su estado de oxidación (de -3 a +5), y se mantiene en constante cambio debido principalmente a la acción de los microorganismos del ciclo del nitrógeno (Howarth, 2009).

El amonio es el único compuesto nitrogenado que se incorpora a los esqueletos de carbono, por lo que es la fuente de nitrógeno predilecta para el crecimiento microbiano. El amonio puede incorporarse al ecosistema acuático a través de la fijación del nitrógeno atmosférico, aunque este proceso es el más costoso energéticamente hablando. Por otra parte, en los compuestos orgánicos el nitrógeno suele encontrarse en su forma más reducida (-3), en grupos amino, imida y amida. La materia orgánica senescente pasa por un proceso de mineralización en el que regresa el nitrógeno al medio como NH_4^+ (amonificación). Una vez en el medio acuoso, el NH_4^+ sirve de materia prima en el proceso acoplado de nitrificación/desnitrificación. También puede ser asimilado para incorporarse a moléculas orgánicas, o en condiciones anaeróbicas se puede oxidar en un proceso mediado por un grupo de bacterias perteneciente a los planctomicetos denominado anammox, en el que a partir de la oxidación del amonio y la reducción del nitrito se genera nitrógeno gaseoso ($NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O$) (Cabello et al., 2009).

La nitrificación involucra dos procesos de oxidación aerobia, primero la oxidación del amonio a nitrito ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{NO}_2^-$), que es el paso limitante llevado a cabo por bacterias y arqueas oxidantes del amonio (AOB y AOA), y después la del nitrito a nitrato ($\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$) realizada por bacterias (Pajares & Ramos, 2019). La energía liberada en estas reacciones sirve para apoyar la fijación del CO_2 . El NO_3^- formado puede pasar por distintos procesos: 1) puede ser asimilado a través de un proceso realizado por arqueas, bacterias, hongos, algas y plantas que involucra dos reducciones consecutivas ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+$) (Moreno-Vivián & Flores, 2007); 2) bajo condiciones anóxicas ocurre la reducción disimilatoria de nitrato a amonio (DNRA), camino alternativo que retiene N al reciclar NO_3^- a NH_4^+ ; 3) la desnitrificación es la reducción secuencial de nitrato, nitrito, óxido nítrico y óxido nitroso a nitrógeno gaseoso ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$) catalizada por las respectivas reductasas, y es realizada por una gran variedad de microorganismos facultativos en ambientes anóxicos que utilizan estas formas del nitrógeno como aceptores de electrones alternativo al oxígeno (Cabello et al., 2009).

b. Fósforo

En los ecosistemas acuáticos el P se encuentra principalmente en su forma más oxidada, ortofosfato (PO_4^{3-}). El P puede encontrarse de manera disuelta/particulada y orgánica/inorgánica (Caraco, 2009). En forma particulada está en: 1) la biomasa de organismos como ácidos nucleicos (relativamente estable), fosfoproteínas (no involucrados en ciclo rápido del P), compuestos de bajo peso molecular (ésteres de enzimas y vitaminas como la B12) y fosfatos de nucleótidos como ADP y ATP (usados para la respiración y asimilación de CO_2), 2) en la fase mineral de rocas (hidroxiapatita) y en el suelo donde está adsorbido a complejos inorgánicos como arcillas, carbonatos e hidróxidos férricos, y 3) adsorbido a la materia orgánica de detritos. En forma disuelta ocurre como ortofosfato, polifosfato (detergentes), coloides orgánicos y ésteres fosfatados de bajo peso molecular (Wetzel, 2001).

c. Oxígeno disuelto

Aunque el oxígeno disuelto (OD) no se considera como un factor en la eutrofización de los sistemas acuáticos, si está íntimamente ligado con este proceso y juega un papel muy importante, ya que su ausencia puede ser catastrófica.

La dinámica del OD en cuerpos de agua está regida por los aportes provenientes de la atmósfera y la fotosíntesis, que son contrarrestados por el consumo metabólico de organismos aeróbicos (respiración) y reacciones químicas no-bióticas (Lampert & Sommer, 2007; Wetzel, 2001).

El aporte atmosférico ocurre por difusión del oxígeno atmosférico hacia el agua en un proceso muy lento que tiende al equilibrio, es decir, hasta que la concentración del oxígeno en el agua sea igual que la de la atmósfera, lo que se conoce como concentración de saturación (Wetzel, 2001). Dicho equilibrio depende de la presión parcial del oxígeno en la atmósfera, a mayor altitud menor presión parcial del oxígeno y, por ende, menor concentración de saturación de OD. Además de la presión, la solubilidad del oxígeno en el agua depende de la temperatura y la salinidad (Bade, 2009).

Las reacciones de oxidación/reducción (redox) juegan un papel crucial en los ciclos biogeoquímicos de los cuerpos de agua, los cuales están mediados por organismos que utilizan enzimas como catalizadores para obtener energía (Libes, 2009). Los principales participantes en los procesos redox acuáticos son el carbono, nitrógeno, oxígeno, azufre, hidrógeno, hierro y manganeso (O'Sullivan & Reynolds, 2004).

Los productores primarios a través de la fotosíntesis producen oxígeno como subproducto y forman compuestos reducidos (Eh negativos) de alta energía libre que queda disponible en su biomasa (Wetzel, 2001). Esa biomasa sirve para que consumidores y microorganismos descomponedores a lo largo de la red trófica obtengan energía a partir de una serie de reacciones redox colectivamente denominadas respiración. Los rendimientos energéticos de las distintas reacciones de respiración se pueden predecir a partir de principios termodinámicos, y nos indican que la reacción más favorecida es la oxidación de la materia orgánica a partir de la reducción del oxígeno ($\Delta G^\circ_w = -29.9$ kcal/mol), mejor conocida como respiración aeróbica (Libes, 2009), de ahí la importancia del OD en el agua.

En lagos productivos los organismos fotosintetizadores pueden producir grandes cantidades de oxígeno durante el día, llegando a rebasar la concentración de saturación de OD, pero por la noche el OD es utilizado en la respiración y el consumo bacteriano, lo que lleva a la sub-saturación de OD en el agua (Lampert & Sommer, 2007; Wetzel, 2001).

Clasificación trófica de los lagos

En la limnología los lagos se clasifican según su estado trófico: la oligotrofia se caracteriza por niveles bajos de producción primaria y bajas concentraciones de nutrientes, mientras que un lago eutrófico es aquel con niveles altos de producción primaria y muy altas concentraciones de nutrientes. Entre estos dos estados están los lagos mesotróficos, y por encima de los eutróficos los hipertróficos (Brodersen & Lindegaard, 1999). La eutrofización es el proceso por el cual un cuerpo de agua aumenta de estado trófico, lo que para ocurrir de manera natural requiere cientos de años ya que depende de la carga inorgánica en el ambiente acuático y la influencia de procesos naturales en la cuenca hidrográfica, mientras que de manera artificial ocurre debido a actividades antropogénicas, como al descargar aguas residuales industriales, urbanas y/o de la agricultura, que contienen elevadas concentraciones de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno, y puede llevar a la proliferación excesiva de algas, rompiendo el balance natural de las cadenas tróficas, provocando cambios en los ciclos biogeoquímicos y disminución de la concentración de OD (Carneiro et al., 2014).

Los cuerpos de agua urbanos

La presión que ejerce el crecimiento urbano ha comprometido las fuentes de agua existentes alrededor del mundo (Paerl & Huisman, 2009). Diversos estudios exponen esta problemática en los cuerpos de agua de megaciudades de la franja tropical: Ma et al. (2019) analizaron metales pesados en sedimentos de los lagos mayores de Guangzhou, China, encontrando altas concentraciones (principalmente Cd) que representan un riesgo ecológico y mencionan que provienen de la escorrentía de la ciudad y de descargas de agua domésticas e industriales. Gopinath et al. (2020) detectaron microplásticos en muestras de sedimentos y agua del lago *Red Hills* de Chennai, India. De acuerdo con Henny et al. (2019), la mayoría de los lagos en la megaciudad de Jakarta, Indonesia

reciben residuos sólidos, agua residual urbana y escorrentía de lluvia, lo que ha llevado a la contaminación del agua por aporte excesivo de nutrientes, materia fecal y metales, provocando *blooms* algales. Ebele et al. (2020) identificaron sustancias farmacéuticas en muestras de agua superficial (lagos, ríos y canales) de la ciudad de Lagos, Nigeria.

Es así como contaminantes derivados de distintas actividades antropogénicas provocan la disminución de la calidad del agua de los cuerpos de agua urbanos.

Justificación

Xochimilco es una de las 16 entidades políticas que conforman la Ciudad de México (CdMx), alberga una mínima porción de lo que alguna vez fue un sistema lacustre compuesto por cinco lagos sobre el que se estableció la ciudad de Tenochtitlán y floreció el Imperio Azteca. Abarca el área natural protegida (ANP) “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco” que alberga 146 especies de flora y 139 de fauna: 21 de peces, 6 de anfibios, 10 de reptiles, 79 de aves y 23 de mamíferos, algunas de ellas protegidas por la NOM-059- SEMARNAT-2001 (Aranda, 2004). La extracción de agua de Xochimilco para abastecer a la CdMx en los 40’s provocó la disminución en el nivel de los canales a tal grado que en 1957 comenzaron a ser recargados con agua proveniente de plantas de tratamiento. Sumado a esto, en la actualidad las descargas de aguas residuales sin tratar proveniente de asentamientos irregulares y de la agricultura moderna han afectado la calidad del agua (Figueroa et al., 2022; Mazari-Hiriart et al., 2008).

Desde hace varios años ha habido un interés en utilizar los humedales para “limpiar” el agua residual. De manera fortuita, el área de Xochimilco-San Gregorio Atlapulco ha funcionado como un humedal capaz de retener nutrientes, metales o contaminantes del agua residual que se vierte en sus canales, aunque de manera ineficiente y parcial (Aldana et al., 2018; De León et al., 2010; Mercado-Borrayo et al., 2015).

Diversos estudios se han realizado por las autoridades e instituciones académicas para mejorar el funcionamiento de los humedales de Xochimilco-San Gregorio Atlapulco. Sin embargo, por motivos políticos, sociales o administrativos, estos se han aplicado de

manera parcial e inconexa (Pérez et al., 2019; Zambrano et al., 2020). Esta situación ha orillado a los chinamperos a implementar medidas puntuales y locales que les ayuden a mejorar las condiciones del agua directamente en los canales que utilizan, y aunque no es la situación ideal, ha permitido que solucionen sus problemas más inmediatos. En este sentido, es la zona de San Gregorio Atlapulco donde es mucho más necesario mejorar la calidad de agua de sus canales. La zona de San Gregorio Atlapulco, a diferencia de la zona de Xochimilco, tiene muchos canales pequeños y sin conexión lo que hace que prácticamente no haya flujo en los canales y por tanto sin OD (Ponce de León-Hill et al., 2021). A su vez, forma parte de la “Zona Chinampera y Agrícola de Temporal” con una superficie de 1,722 ha que representa el 66% de la superficie del ANP (Gobierno del Distrito Federal, 2006), y es altamente productiva (Ibarra et al., 2013), sobre todo de hortalizas que es importante se rieguen con agua de buena calidad.

Ponce de León-Hill et al. (2021) realizaron un estudio que incluyó el monitoreo de los parámetros FQ, así como la diversidad y abundancia de zooplancton en el agua de 64 sitios dentro del ANP Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, CdMx, en dos años consecutivos durante la temporada de secas. El análisis de datos arrojó que uno de los parámetros más importantes y común a los distintos canales del área para mejorar la calidad del agua es el OD.

De esta manera el presente proyecto plantea el estudio del impacto de una medida local y económicamente accesible: la aireación de un canal en San Gregorio Atlapulco, Xochimilco para mejorar la calidad del agua en términos de los parámetros FQ, los nutrientes y el zooplancton.

Marco teórico

Aireación

Se considera que una posible solución para la falta de oxígeno en los cuerpos de agua urbanos es la aireación artificial. La aireación permite un contacto íntimo entre el agua y el aire que ayuda a remover gases disueltos (CO_2 , ácido sulfhídrico, metano), nitrógeno amoniacal y cloro, compuestos orgánicos volátiles y propicia la oxidación de metales como el hierro y el manganeso (al oxidarse forman partículas que se pueden retirar con filtración o flotación). El contacto se consigue exponiendo gotas o “láminas” delgadas de agua al aire, o inyectando burbujas de aire u oxígeno en el agua. La turbulencia provocada por la aireación remueve físicamente los gases disueltos de la solución, permitiendo que escapen a la atmósfera (Tchobanoglous et al., 2003). Los sistemas de aireación artificial que pueden ser utilizados en los cuerpos de agua van a depender de las características de éstos, así como el presupuesto que se tenga para ello.

Sistemas de aireación

Existen dos tipos de sistemas de aireación de acuerdo con su funcionamiento: los sumergidos, que inyectan aire u oxígeno a cierta profundidad dentro del cuerpo de agua (Tabla 1), y los superficiales, que pueden ser flotantes, compuestos, con una parte de los componentes sumergida y la otra expuesta al aire (discos rotatorios), o externos, que por lapsos de tiempo reciben un flujo de agua que se airea al deslizarse por sus componentes (cascada) (Tabla 2).

Tabla 1. Sistemas de aireación sumergidos. Elaborado a partir de datos de Tchobanoglous et al. (2003).

Sistemas de aireación sumergidos	Descripción	Aplicación
1. Difusores de aire		
a. De burbuja fina (0-3mm).	Las burbujas se generan con membranas flexibles de plástico o cerámica y tienen diferentes configuraciones	Todo tipo de procesos con lodos activados.

	(panel, tubos, discos, platos).	
b. Sistema no poroso de burbuja gruesa (3-50mm).	Las burbujas se generan con orificios (sobre tubos de plástico o metal), inyectores, o boquillas.	Lodos activados, aireación de canales y digestión aeróbica.
2. Turbina rociadora.	Turbina de baja velocidad e inyección de aire comprimido.	Lodos activados y digestión aeróbica.
3. Mezclador de tubo estático.	Tubos cortos con deflectores internos diseñados para retener el aire inyectado en el fondo del tubo en contacto con el agua.	Lagunas aireadas y lodos activados.
4. Jet.	Dispositivo que junta aire y agua a presión en una cámara sumergida, el líquido a presión que sale permite la transferencia de oxígeno.	Lodos activados, tanques de mezcla y aireación, y aireación profunda de tanques.

Tabla 2. Sistemas de aireación superficiales. Elaborado a partir de datos de Tchobanoglous et al. (2003).

Sistemas de aireación superficiales	Descripción	Aplicación
1. Aireador de turbina de baja velocidad	Turbina de diámetro grande usada para exponer gotas de agua a la atmósfera	Lodos activados, lagunas aireadas y digestión aeróbica.
2. Aireador flotante de alta velocidad	Propulsor de diámetro pequeño usado para exponer gotas de agua a la atmósfera	Lagunas aireadas y digestión aeróbica.
3. Discos rotatorios	Discos montados sobre un eje central horizontal. Una parte está sumergida en el agua, y al girar provoca chapoteo que expone gotas a la atmósfera.	Aireación de canales y lagunas.

4. Cascada	El agua fluye sobre una serie de escalones con flujo laminar.	Pos-aireación
------------	---	---------------

Aireación artificial en lagos

Desde hace décadas se han utilizado distintos métodos de aireación buscando solucionar la eutrofización en lagos. La aireación de lagos estratificados se puede dividir en dos categorías: la que busca la mezcla completa de la columna de agua (desestratificación), y la aireación del hipolimnion (Fast et al., 1973).

Al aplicar aireación se pretende disminuir el P en la columna de agua, aprovechando que bajo condiciones óxicas el ion férrico (Fe^{+3}) forma complejos insolubles con el P que precipitan hasta los sedimentos (Lampert & Sommer, 2007). Además, según Mortimer(1941) al aumentar el OD del agua suprayacente a los sedimentos se evita la difusión del P desde los sedimentos hacia el agua, aunque tener un hipolimnion con OD no necesariamente conlleva a que el P se quede retenido en los sedimentos (Moosmann et al., 2006).

Se han reportado resultados muy diversos con respecto a la aireación en lagos: el aumento en las concentraciones de OD en aguas profundas debido a la aireación (Cowell et al., 1987) amplió el hábitat para organismos bénticos y peces (Moosmann et al., 2006), causó el cambio de los organismos descomponedores de anaeróbicos a aeróbicos, y el aumento de organismos del macrozoobentos que a su vez aceleran la aireación de los sedimentos por bioturbación (Fast et al., 1973). También ha provocado disminución en las concentraciones de P, N (Cowell et al., 1987), Mn, Fe (Rybak, 1985) y NH_4^+-N en el agua (Holmroos et al., 2016), y de la abundancia de *E. coli* en lagos urbanos (Durham et al., 2016). Otro efecto ha sido el aumento de la transparencia asociado a cambios en la comunidad del zooplancton (Cowell et al., 1987; Kortmann et al., 1994).

La aireación ha tenido efectos directos como la eliminación de la estratificación térmica, y las disminuciones del pH, H₂S y CO₂, e indirectos, como la disminución de la abundancia de cianobacterias provocada por la mezcla rápida del lago y la disminución del pH (Cowell et al., 1987).

Por otra parte, Hanson & Austin (2012) reportaron que después de aplicar aireación en un lago la calidad del agua se mantuvo similar a la del agua pre-aireación, aunque el fósforo total disminuyó significativamente. En otros estudios la aireación no tuvo efectos sobre la retención de P en sedimentos (Moosmann et al., 2006; Tammeorg et al., 2020), y tampoco disminuyó el estado trófico (Cowell et al., 1987).

Índice de calidad del agua

La calidad del agua se refiere a las características que debe poseer el agua según la finalidad que se le pretenda dar, por ejemplo, la calidad requerida para la agricultura es diferente que la del agua para el uso y consumo humano. Se mide a través de tres tipos de parámetros: físicos, como temperatura, partículas disueltas y suspendidas, y turbidez; químicos como pH, OD, alcalinidad, salinidad, dureza, conductividad eléctrica, iones, metales pesados y demanda química de oxígeno (DQO); y biológicos, como contaminación microbiana y coliformes totales (Arora et al., 2017).

El agua en su recorrido desde las nubes, pasando por la corteza continental hasta llegar a los cuerpos de agua continentales (si la cuenca es endorreica) o al océano (cuencas exorreicas) puede acarrear una gran cantidad de componentes, en forma disuelta, coloidal o en suspensión que determinarán su calidad. Al ser tantos los componentes (en distintas concentraciones) que pueden estar presentes en el agua, intentar comparar la calidad del agua de diferentes fuentes es complejo. Para esto existen los Índices de Calidad del Agua (WQI por sus siglas en inglés), que ayudan a evaluar y comprender el estado general de la calidad del agua en los cuerpos de agua. Se clasifican en aquellos basados predominantemente en las características físicas y químicas del agua, y los basados en bio-evaluaciones (muestreo, identificación y enumeración de organismos). Hay cuatro pasos básicos para desarrollar un WQI: 1) selección de los parámetros, 2) transformación

de los parámetros de diferentes unidades y dimensiones a una escala común, 3) asignación de las ponderaciones a cada parámetro y 4) agregación de los subíndices para obtener una puntuación final (Abbasi & Abbasi, 2012). De tal forma que todos los parámetros individuales del agua y sus concentraciones se convierten en un solo valor de la calidad del agua (WQI), lo que simplifica su entendimiento, y hace más eficiente la comparación entre distintas fuentes o a lo largo del tiempo (Sánchez et al., 2007).

Zooplancton como bioindicador

El papel del zooplancton en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos es muy importante al ser la conexión entre los productores primarios y los consumidores de niveles tróficos mayores (Lampert, 1997).

Los parámetros FQ como temperatura, pH, profundidad, conductividad, turbidez y nutrientes influyen sobre el ensamblaje de especies del zooplancton (Balkić et al., 2018; Min et al., 2021; Perbiche Neves et al., 2013; Perbiche-Neves et al., 2016). Debido a que estos organismos son altamente sensibles y responden en periodos cortos de tiempo a cambios ambientales se utilizan como indicadores de las condiciones tróficas de los cuerpos de agua (Gannon & Stemberger, 1978; Gazonato Neto et al., 2014).

Existen estudios que presentan la utilidad del zooplancton como indicador de la calidad del agua y el estado trófico basándose solamente en los rotíferos (Bērziņš & Pejler, 1989; Duggan et al., 2001; Ejsmont-Karabin, 2012; Sládeček, 1983), en los microcrustáceos (Chen et al., 2010; Min et al., 2021; Perbiche-Neves et al., 2016, 2021; Rodrigues et al., 2023), o en ambos grupos (Dorche et al., 2018; Gazonato Neto et al., 2014; Hulyal & Kaliwal, 2008; Karpowicz et al., 2020; Sousa et al., 2008).

Objetivos

General

Analizar el efecto de la aireación sobre la calidad del agua de un canal de San Gregorio Atlapulco, Xochimilco, CdMx.

Específicos

- Estudiar y proponer el sistema de aireación que se acople mejor a las características de los canales de San Gregorio Atlapulco.
- Analizar el efecto de la aireación sobre los parámetros físicos y químicos del agua del canal.
- Analizar el efecto de la aireación sobre la diversidad y abundancia del zooplancton (rotíferos, copépodos y cladóceros).
- Analizar el efecto de la aireación sobre un índice de calidad del agua.
- Determinar el área de influencia del sistema de aireación
- Hacer un estudio costo-beneficio del sistema de aireación propuesto.

Preguntas de investigación

1. ¿Cómo influye la aplicación del sistema de aireación seleccionado en la concentración de OD del agua del canal?
2. ¿Cómo influye la aplicación del sistema de aireación seleccionado en las concentraciones de fosfatos, amonio, nitritos y nitratos, y en la diversidad y abundancia de zooplancton del agua del canal?
3. ¿Cuál es el área de influencia para aumentar el OD del sistema de aireación seleccionado?

Hipótesis

El oxígeno incorporado al agua a través del sistema de aireación cambiará la dinámica de los nutrientes (nitrógeno y fósforo), lo que se verá reflejado en una mejora en los índices de calidad del agua y de diversidad del zooplancton.

Metodología

Área de estudio

El sitio de estudio está dentro de la alcaldía Xochimilco (Figura 1 a [color naranja]), en el ANP “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco” (Figura 1 b), que abarca una superficie de 2,657 ha con coordenadas geográficas extremas de 19° 15’ 11” y 19° 19’ 15”

de latitud N, 99° 00' 58" y 99° 07' 08" de longitud W, y una altitud de 2,240 metros. Presenta una temporada de lluvias de mayo a septiembre, y una de secas los meses restantes . (Gobierno del Distrito Federal, 2006).

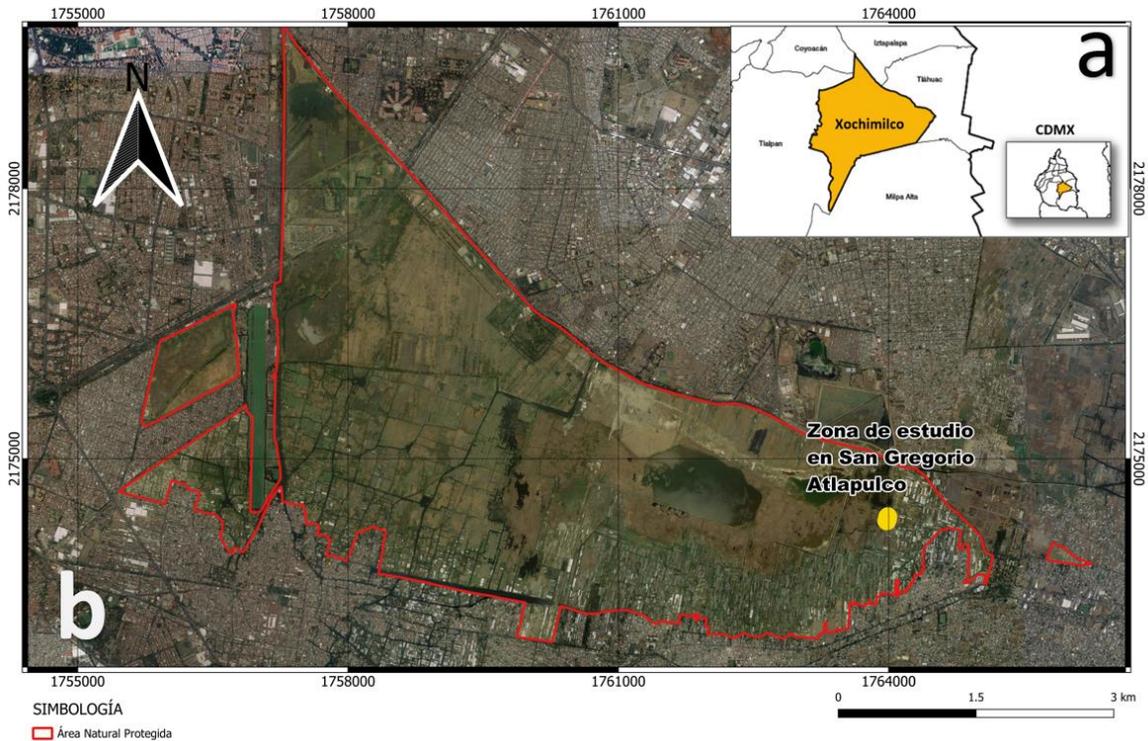


Figura 1. a) División territorial de la Ciudad de México y Xochimilco en naranja (INEGI, 2021), b) ANP “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”.

En la Figura 2 se muestra la conformación de los canales de la chinampa (fotografías en Anexo I, Figuras 1 y 2) y más adelante se describen exactamente los puntos sobre los que se trabajó.



Figura 2. Vista aérea de la chinampa, mostrando el canal sobre el que se colocó el sistema de aireación solar.

En la chinampa se cultivan plantas de ornato (Anexo I-Figura 3) que son regadas con agua de los canales, y hay dos invernaderos a un costado del “Cuerpo de agua mayor”. El canal sobre el que se decidió realizar el experimento tuvo una profundidad de 93 cm (medido en mayo de 2021) y 200-210 cm de ancho a lo largo del canal. Previamente se habían realizado pruebas con objetos flotantes para determinar el flujo del agua dentro del canal, sin embargo, no se logró detectar que hubiera tal.

Hubo dos limitaciones cruciales para el presente proyecto: 1) no hay electricidad en la zona, y 2) el presupuesto establecido por los chinamperos para invertir en el sistema de aireación (aproximadamente \$10,000).

Implementación del sistema de aireación

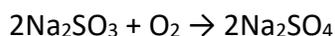
Dadas las limitaciones, se había considerado instalar un aireador de cascada que requeriría una bomba de agua sumergible (accionada con energía solar), sin embargo, el espacio requerido para la estructura (escalinata) era demasiado, por lo que se decidió que un sistema sumergido de difusores de burbuja fina era la mejor opción. Se optó por el kit de aireación solar de la marca MWANDS (Anexo I, Figura 4), que funciona con un panel solar de 100 watts, un inversor de corriente, mismo que transforma la corriente directa del panel solar en corriente alterna para poder encender el compresor de aire, y un

compresor de aire marca “Matala” modelo HK-40L, que de acuerdo a su gráfica de rendimiento (Anexo I-Figura 4) puede suministrar entre 60 y 70 litros de aire por minuto a una profundidad de 0.5 a 0.7 metros. El sistema de aireación está recomendado para estanques con volúmenes de hasta 15,140 L y profundidades de 0.6 a 3 m, por lo tanto, se consideró apto para el canal del estudio, cuyo volumen estimado es de 14,420 L con profundidades de 0.5 a 0.65 m.

El 5 de mayo de 2021 el panel solar se montó en un poste de madera (Anexo I, Figuras 5 y 6) orientado hacia el sur, con una inclinación de 19° (Gharakhani Siraki & Pillay, 2012) correspondiente a las coordenadas de Xochimilco (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, 2000), también se colocó la caja de plástico para resguardar el compresor y se acomodaron las mangueras con los anillos difusores como se describirá más adelante. El sistema de aireación se arrancó el 8 de mayo de 2021.

Evaluación del coeficiente de transferencia de oxígeno

Los equipos de aireación son evaluados respecto a la cantidad de oxígeno que transfieren a un volumen definido de agua por unidad de aire introducido bajo condiciones estándar (Tchobanoglous et al., 2003). La prueba consiste en la remoción del OD de un volumen conocido de agua desionizada, usualmente utilizando sulfito de sodio según la reacción:



Para remover 1 mg de OD se requieren aproximadamente 8 mg de Na_2SO_3 , y como catalizador se utiliza cloruro de cobalto ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Petiraksakul et al., 2003).

Una vez adicionados los reactivos se continuó con la re-aireación del agua, y se fue registrando el aumento progresivo de la concentración de OD hasta llegar cerca del nivel de saturación. La información obtenida se analizó utilizando el modelo simplificado de transferencia de masa (Jamnongwong et al., 2016):

$$\frac{C_s - C_f}{C_s - C_i} = e^{-([K_L a]_T)t}$$

Donde:

C_s = concentración de saturación de OD en el agua, mg/L;

C_f = concentración final de OD en el agua, mg/L;

C_i = concentración inicial de OD en el agua, mg/L;

$(K_L a)_T$ = coeficiente de transferencia de oxígeno a la temperatura del agua de prueba, h^{-1} ;

t = tiempo transcurrido entre C_f y C_i , min.

Los puntos inicial y final corresponden aproximadamente al 10% y 70% de saturación de OD, respectivamente.

La temperatura del agua influye en la transferencia de oxígeno, por lo que se hizo un ajuste sobre el coeficiente de transferencia de oxígeno a 20°C de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$(K_L a)_{20} = \frac{(K_L a)_T}{1.024^{T-20}}$$

$(K_L a)_{20}$ = coeficiente de transferencia de oxígeno a 20°C, h^{-1} ;

T = temperatura del agua de prueba, °C.

Finalmente se calculó la tasa de transferencia de oxígeno bajo condiciones estándar (OD = 0 mg/L, 20°C, agua limpia) (Kaberline et al., 2017) con:

$$SOTR = (K_L a)_{20} \times OD_{20} \times V ;$$

$SOTR$ = tasa de transferencia de oxígeno estándar (por sus siglas en inglés), g O_2 /h;

OD_{20} = concentración de saturación de OD a 20°C y presión estándar;

V = volumen de agua en el recipiente, L.

Pruebas de coeficiente de transferencia de oxígeno

Se hicieron dos pruebas para la evaluación del coeficiente de transferencia de oxígeno, una con agua desionizada y otra con agua del canal, por duplicado. Buscando “replicar” el

acomodo de los anillos difusores dentro del canal con aireación, se colocaron dos recipientes de 54 L equidistantes, y en cada uno se sumergió un anillo difusor respectivamente a 40 cm de profundidad, de tal manera que el aire del compresor se distribuyera por igual a los dos difusores (Anexo I, Figuras 7 y 8). Se agregó sulfito de sodio y cloruro de cobalto (catalizador) para remover el OD, hasta llegar a una concentración de 0 mg/L de OD, y se fue monitoreando el aumento en la concentración de OD por la aireación. A partir de los resultados registrados se obtuvieron los valores de $(K_{La})_{20}$ y SOTR con las fórmulas descritas.

Análisis de agua

Los parámetros FQ fueron monitoreados con un equipo multiparámetros (Hanna Instruments HI9828, celdas galvanizadas): OD, pH, temperatura, conductividad eléctrica, salinidad y sólidos disueltos totales. La profundidad y transparencia se midieron con un disco de Secchi, y la turbidez (unidad nefelométrica de turbidez, NTU en inglés) con un tubo de Secchi.

Las muestras de agua fueron recolectadas con botella van Dorn a la mitad del ancho del canal y profundidad media (Anexo I-Figura 9), y se almacenaron en tubos Vacutainer de 10 ml para NO_2^- , NO_3^- y NH_4^+ , y tubos Falcon para PO_4^{3-} . Para la cuantificación de clorofila-a (chl-a por sus siglas en inglés) se filtraron 300 ml de la muestra tomada con la botella van Dorn a través de una membrana de fibra de vidrio por cada sitio, y se resguardaron en sobres de aluminio. Todas las muestras fueron conservadas en una hielera hasta su transporte a laboratorio para sus respectivos análisis (Anexo II- 1, 2, 3, 4, y 5).

Índice de calidad del agua

El índice de calidad del agua se obtuvo de acuerdo con (Ponce de León-Hill et al., 2021). Primero se realizó la normalización de los datos, en el que cada parámetro se le otorgó un valor dentro de una escala de 0-100 (100 representando la máxima calidad), luego se aplicó un factor de peso según la importancia de cada parámetro sobre la calidad del agua

(Pesce & Wunderlin, 2000; Sánchez et al., 2007), y finalmente se aplicó la ecuación utilizada por Pesce & Wunderlin (2000):

$$WQI = \sum_i C_i P_i / \sum_i P_i$$

Donde, C_i es el valor normalizado del parámetro y P_i , el peso relativo asignado a cada parámetro.

El rango de valores del WQI y su clasificación son los siguientes: 0–25, “muy mala”; 26–50, “mala”; 51–70, “media”; 71–90 y 91–100, “buena” y “excelente” respectivamente (Jonnalagadda & Mhere, 2001).

Los parámetros utilizados para calcular el índice de calidad del agua fueron: temperatura, pH, conductividad, OD, turbidez, NO_2^- , NO_3^- y NH_4^+ , y PO_4^{3-} .

Análisis de zooplancton

En cada punto de muestreo 100 L de agua se filtraron a través de una malla para zooplancton de 50 μm y se concentraron en contenedores de 250 mL, posteriormente se agregó el volumen necesario de formol al 37% (para llegar a una concentración final de formol al 4%) a cada muestra para su fijación. En el laboratorio, los grupos del zooplancton (rotíferos, cladóceros, copépodos y ostrácodos) fueron identificados y cuantificados utilizando un microscopio invertido Nikon eclipse ts100. La identificación se realizó utilizando claves especializadas para rotíferos (Koste, 1978), cladóceros y copépodos (Elías et al., 2008). Para determinar la abundancia del zooplancton se realizó el conteo de tres alícuotas en una cámara de Sedgwick-Rafter con capacidad para 1 ml. Con los datos obtenidos de riqueza de especies y su abundancia se calculó el índice de diversidad de especies del zooplancton, o índice de Shannon-Wiener (Spellerberg & Fedor, 2003; Keylock, 2005,) por cada sitio y fecha:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (P_i)(\log_2 P_i)$$

Donde, H' = índice de diversidad de especies Shannon-Wiener, s = número de especies; P_i = abundancia relativa (proporción de la especie i respecto al total de la muestra).

En el caso de ambientes acuáticos este índice está correlacionado con la calidad del agua en cuanto a la contaminación orgánica (Dall, 1995): $H' > 3$, “aguas limpias”; $H' = 2-3$, “aguas ligeramente contaminadas”; $H' = 1-2$, “aguas medianamente contaminadas”; $H' = 0-1$, “aguas fuertemente contaminadas”.

Experimento prospectivo

Del 10-24 de mayo de 2021 se monitorearon diariamente (entre 09:00 y 12:00) los parámetros FQ a dos profundidades, “superficial”, a 10 cm de la superficie, y “epibentónica”, a 10 cm del fondo, con la intención de obtener información sobre los intervalos de tiempo en los que se podría comenzar a reflejar el efecto de la aireación sobre dichos parámetros, también se registraron la profundidad, transparencia y turbidez. Asimismo, entre el 10 y el 25 de mayo de 2021 se realizaron seis muestreos de agua para determinar nutrientes (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-}), clorofila-a, y zooplancton.

En las figuras Figura 3 y Figura 4 se pueden observar los puntos de muestreo: en el punto “Caja” (cuadro blanco) se colocó el contenedor con el compresor de aire, de donde sale una manguera que se sumerge en el canal (ese es el punto medio “PM”), al extremo de ésta va conectada una “T” de plástico que sirve para conectar a su vez una manguera hacia la derecha y otra hacia la izquierda. En cada extremo de dichas mangueras (izquierda y derecha) está conectado un anillo “difusor” de burbujas. La nomenclatura corresponde a si los puntos están hacia el norte(N) o sur(S) del respectivo difusor, y a una distancia de 2m (“N 2m” y “S 2m”) o 0.5m (“N 0.5m” y “S 0.5m”). El punto control “C1” se colocó dentro del mismo canal con aireación.



Figura 3. Puntos de medición y muestreo del canal con aireación: N 0.5m = 0.5 metros al norte del difusor Norte (difusor N); N 2m = 2 metros al norte del difusor N; S 0.5m = 0.5 metros al sur del difusor Sur (difusor S); S 2m = 2 metros al sur del difusor S; PM = punto medio

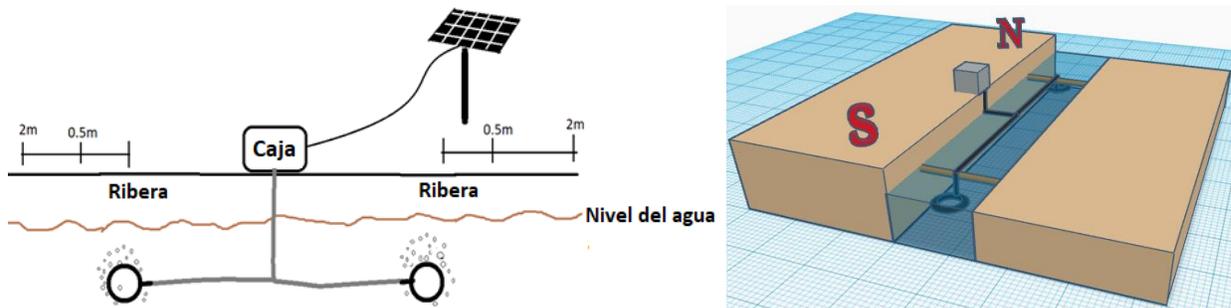


Figura 4. Esquema frontal del acomodo de los anillos difusores y los puntos de muestreo, izquierda. Representación tridimensional del acomodo de los anillos difusores; a partir de la caja gris se sumerge la manguera en el PM y se divide en dos mangueras, una hacia el norte (N) y otra al sur(S), derecha.

El experimento prospectivo sirvió para definir la configuración del experimento en temporada de secas frías, y los resultados se pueden consultar en el Anexo I.

Experimento en temporada de secas frías

Dados los resultados obtenidos en el experimento prospectivo, se acordó retirar el sistema y reinstalarlo a finales de la temporada de lluvias y comienzo de la temporada de secas frías. Por otra parte, los anillos difusores quedaron parcialmente obstruidos y se optó por cambiarlos por otros de 1 mm de diámetro de poro. Debido a este cambio, se realizó la prueba para conocer el valor del coeficiente de transferencia de oxígeno del sistema de aireación. El sistema se reinstaló el 11 de octubre de 2021.

De octubre de 2021 a febrero de 2022 se registraron los parámetros FQ a tres profundidades: 1) “superficial” (a 10 cm de la superficie) y 2) “epibentónica” (10 cm antes del fondo) quincenalmente, y 3) profundidad “media” una vez al mes. También se registraron la profundidad, transparencia y turbidez. Se realizaron muestreos mensuales de zooplancton y clorofila-a de octubre de 2021 a febrero de 2022, mientras que las muestras para nutrientes (NO_2^- , NO_3^- y NH_4^+ , y PO_4^{-3}) se tomaron quincenalmente de octubre a diciembre de 2021, y mensualmente de enero a febrero de 2022.

En la Figura 5 se pueden observar los puntos sobre los que se hicieron las mediciones y los muestreos; las nomenclaturas siguen la misma lógica que la del experimento prospectivo.

En la Figura 6 se muestra el arreglo del sistema de aireación. El punto donde la manguera se sumergió en el canal es el punto medio (PM). La longitud de las mangueras desde el PM hacia el difusor norte y al difusor sur fue la misma, 2 metros. Los anillos difusores quedaron sumergidos a una profundidad de 40 cm (Figura 6 derecha).



Figura 5. Puntos de medición y muestreo para la temporada de secas frías.

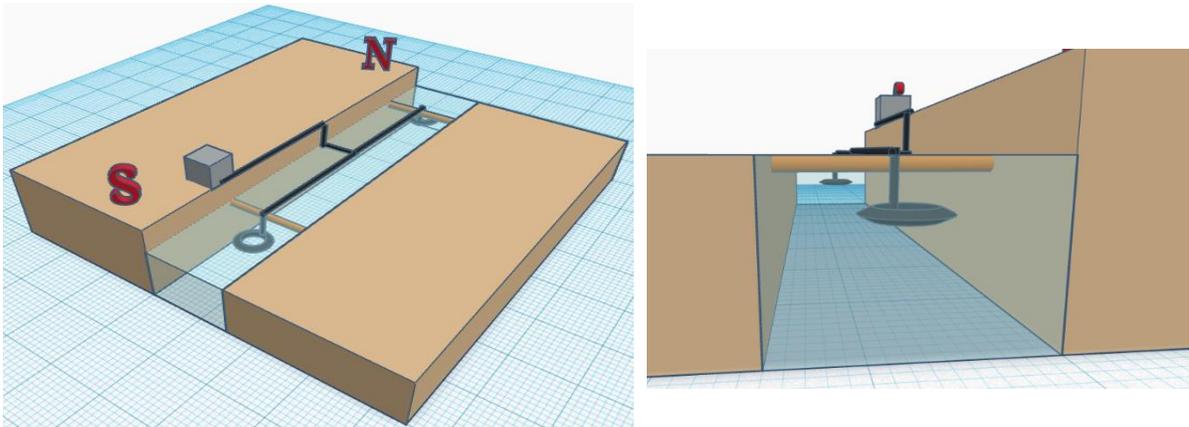


Figura 6. Representación tridimensional del sistema de aireación reinstalado, con los difusores recorridos. Las letras rojas son N=norte y S=sur, y el cubo gris es la caja que contiene al compresor, izquierda. Vista "sumergida" del sistema de aireación con los difusores de anillo sumergidos a una profundidad de 40 cm, derecha.

Análisis estadístico

Se realizaron dos matrices de correlación de Kendall con el software SigmaPlot for Windows, una para el canal con aireación y otra para el Control. Se incluyeron los parámetros FQ, nutrientes, profundidad, transparencia, turbidez, la abundancia de los grupos del zooplancton y las abundancias de algunas especies del zooplancton.

Con el software STATISTICA se realizó una prueba de Kruskal-Wallis para ver si había diferencias significativas en la concentración de OD en los sitios a lo largo del tiempo. También se hizo un análisis de componentes principales (PCA), utilizando los datos de las variables FQ, los nutrientes, la clorofila-a, y las abundancias de los nauplios, los ciclopoideos, y de las especies destacadas del zooplancton (*L. patella*, *B. calyciflorus*, *C. dubia* y *S. vetulus*), tanto de los puntos con aireación como del Control, para visualizar la variación entre los sitios por el sistema de aireación.

Resultados y discusión

Pruebas de coeficiente de transferencia de oxígeno

Las condiciones iniciales del agua del canal y la desionizada, junto con los minutos requeridos para llegar al 70% y 90% de saturación de OD se muestran en el Anexo I-Tabla 1. Si bien, el valor del SOTR del sistema de aireación utilizado (Tabla 3) en este proyecto es pequeño comparado con los de otros sistemas de aireación (Tabla 4) hay que tomar en cuenta que los equipos para la aireación que utilizan son de mayor potencia (el compresor utilizado en el presente estudio es de solo 45 W, y fue seleccionado porque según las especificaciones del equipo, debería ser suficiente para el volumen requerido) y por lo tanto más costosos, lo que no sería una solución viable en el sitio de estudio. Incluso el sistema venturi acoplado con paneles solares por Dayioğlu (2022), que sería la prueba más similar a la realizada en el presente proyecto, ocupa una bomba con potencia de 300 W, lo que en nuestro estudio implicaría aumentar los costos al requerir tres paneles solares en lugar de uno para poder operar dicha bomba.

Tabla 3. Promedio de: $(K_L a)_{20}$ = Coeficiente de transferencia de oxígeno a 20°C (h^{-1}) y SOTR = Tasa de transferencia de oxígeno estándar ($g O_2/h$), calculados para el agua del canal y agua desionizada.

Tipo de agua	$(K_L a)_{20}$	SOTR ($kg O_2/h$)
Agua del canal	4.74	0.0023
Agua desionizada	5.19	0.0025

Tabla 4. Valores de SOTR de otros estudios, el equipo utilizado para la aireación, su potencia, y el tipo de aireador.

Tipo de aireador	Equipo utilizado	Potencia (kW)	SOTR ($kg O_2/h$)	Referencia
Venturi	Bomba de paletas	0.37	0.0091 - 0.039	(Therrien et al., 2019)
Venturi	Bomba de flujo axial	0.76	0.0028 – 0.0091	(Yadav et al., 2021)
Venturi	Bomba sumergible	0.3	0.139 - 0.206	(Dayioğlu, 2022)
Difusores (rígido, tubular y membrana)	Bomba	ND	0.0018 – 0.014	(Jamnongwong et al., 2016)
Regulador de flujo hidrodinámico	Bomba	ND	0.053 – 0.316	(Wójtowicz & Szlachta, 2013)
Venturi “Scorpion jet”	Bomba	1.5 2.5	0.18 – 0.26 0.94 – 1.50	(Jayanthi et al., 2021)

Experimento en temporada de secas frías.

La profundidad media en los puntos al norte fue de 90 ± 9 cm, en los puntos al sur de 74 ± 7 cm, en el PM de 70 ± 14 cm, y en el control (localizado en el canal perpendicular al canal con aireación) fue de 61 ± 9 cm. La transparencia se mantuvo cerca de los 30 cm en el canal con aireación y el control (Figura 7). La turbidez en los puntos norte, PM y S-0.5 fue de 20-40 NTU, en el S-2 la media fue de 62 NTU, y en el control de 67 NTU.

Los rangos de pH registrados van de 7.4-8.4 en los puntos al norte y al sur, 7-9.1 en el PM, y 7.2-9.6 en el Control. En general, los valores de pH superficiales fueron mayores y más variables que los de las profundidades media y epibentónica en todos los puntos (Figura 8). En el PM y el Control las diferencias entre los valores de pH superficiales y los de las

profundidades media y epibentónica fueron más drásticas (las diferencias entre el pH superficial y el pH epibentónico fueron en promedio de 0.5 ± 0.26 en el PM, y 0.67 ± 0.4 en el Control).

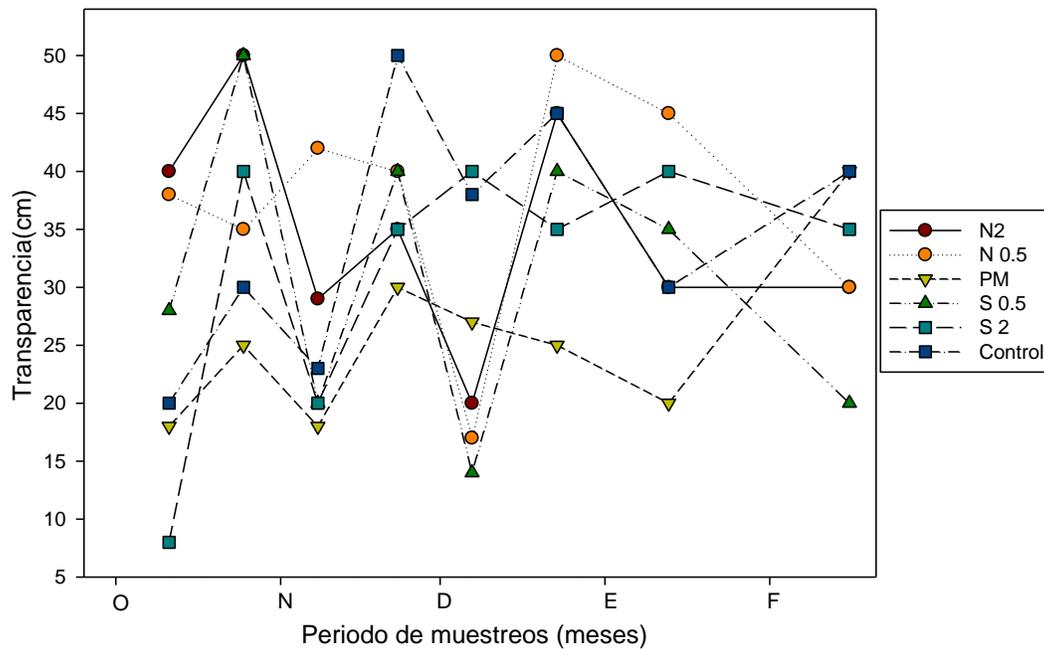


Figura 7. Valores de transparencia registrados de octubre de 2021 a febrero de 2022.

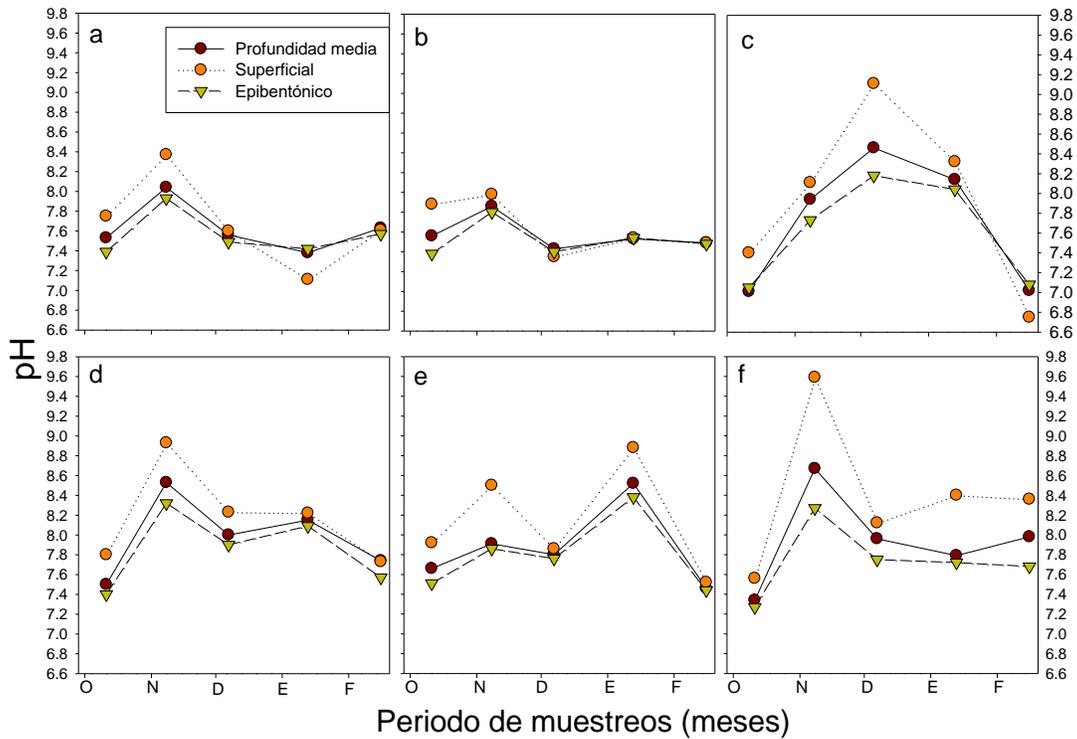


Figura 8. Valores de pH registrados de octubre de 2021 a febrero de 2022 a las tres profundidades: a) N-2, b) N-0.5, c) PM, d) S-0.5, e) S-2 y f) Control.

La conductividad de los puntos del canal con aireación osciló alrededor de 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y en el control fue ligeramente menor, de 2400 a 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 9). La tendencia general de este parámetro fue a disminuir de octubre a enero (de 3500 a 3130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el canal con aireación, y 2900 a 2599 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el Control).

Las temperaturas en los cinco puntos del canal con aireación y en las tres profundidades fueron uniformes, y disminuyeron gradualmente de 16°C en octubre a 11°C en enero. En el Control, las temperaturas en las profundidades superficial y media fueron mayores y más variables que las del canal con aireación, y disminuyeron de 16°C en octubre a 13°C en enero (Figura 10). Esta disminución en la temperatura del agua era de esperarse ya que como se muestra en el diagrama ombrotérmico la temperatura ambiental disminuye hacia enero (Figura 11).

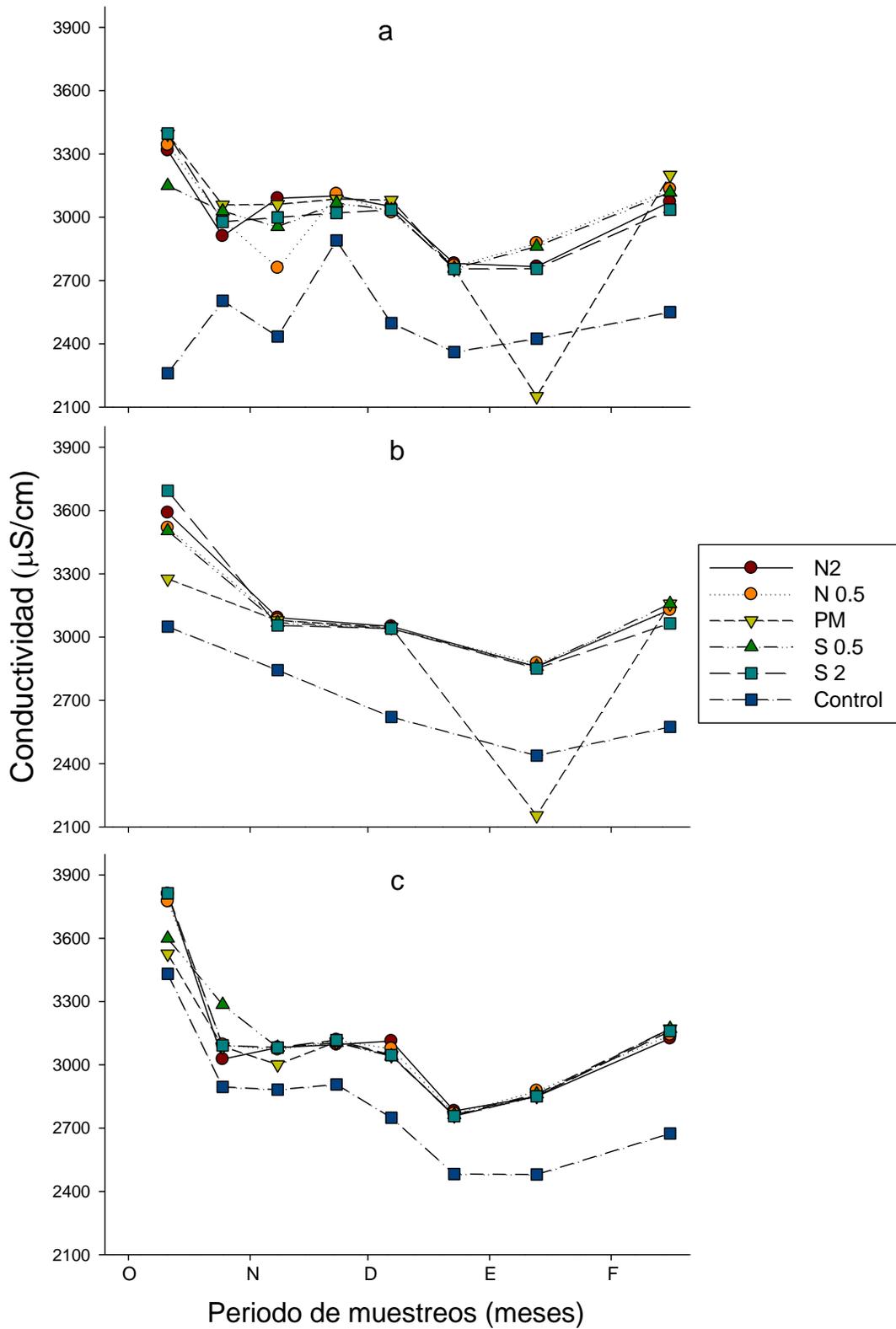


Figura 9. Valores de conductividad registrados de octubre de 2021 a febrero de 2022 a profundidades: a) superficial, b) media y c) epibentónica.

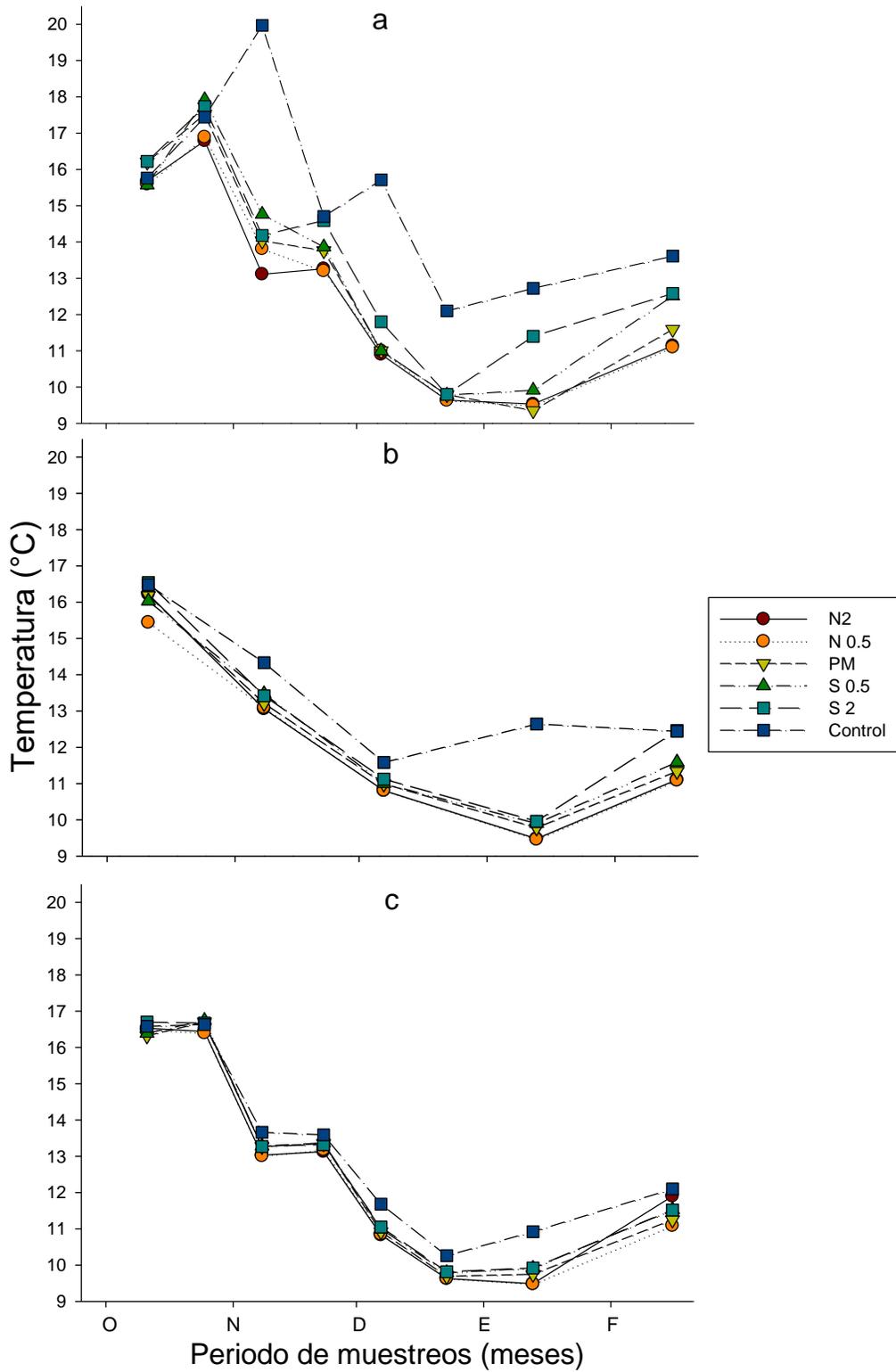


Figura 10. Temperaturas registradas de octubre de 2021 a febrero de 2022 a profundidades: a) superficial, b) media y c) epibentónica.

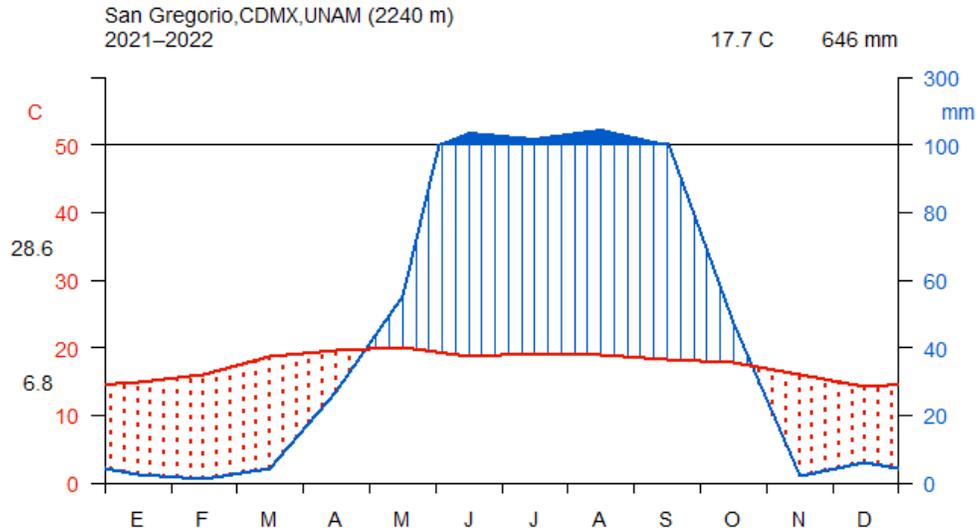


Figura 11. Mapa ombrotérmico de San Gregorio Atlapulco, CdMx, de 2021 y 2022.
Elaboración propia.

Las concentraciones de OD tuvieron una tendencia a aumentar hacia enero en las profundidades superficial y media. En la profundidad superficial se registraron los mayores aumentos (0.4- 0.8 mg/L en octubre a 2-4.8 mg/L en enero), siendo en el Control donde se registró la máxima concentración (4.8 mg/L). En las profundidades media y epibentónica las mayores concentraciones de OD también se registraron en el Control (2.2 mg/L y 2 mg/L, respectivamente). En febrero no se detectó OD en ninguna profundidad (Figura 12).

La tendencia del OD a aumentar hacia enero tanto en el canal con aireación como en el Control, donde incluso se registraron las mayores concentraciones de OD de todos los puntos en las tres profundidades, pone en duda si los aumentos del OD en el canal con aireación realmente fueron provocados por la aireación. Por otra parte, las temperaturas en el canal con aireación y el control fueron disminuyendo mensualmente hasta llegar a las mínimas en enero. La solubilidad del oxígeno en el agua guarda una relación inversa con la temperatura, por lo tanto, el aumento de OD en el canal con aireación y el Control hacia enero se puede atribuir a la disminución estacional de la temperatura.

Las diferencias entre las temperaturas superficial y epibentónica fueron mayores en el Control (cuya profundidad media fue de 61 ± 9 cm), es decir, presentó una mayor

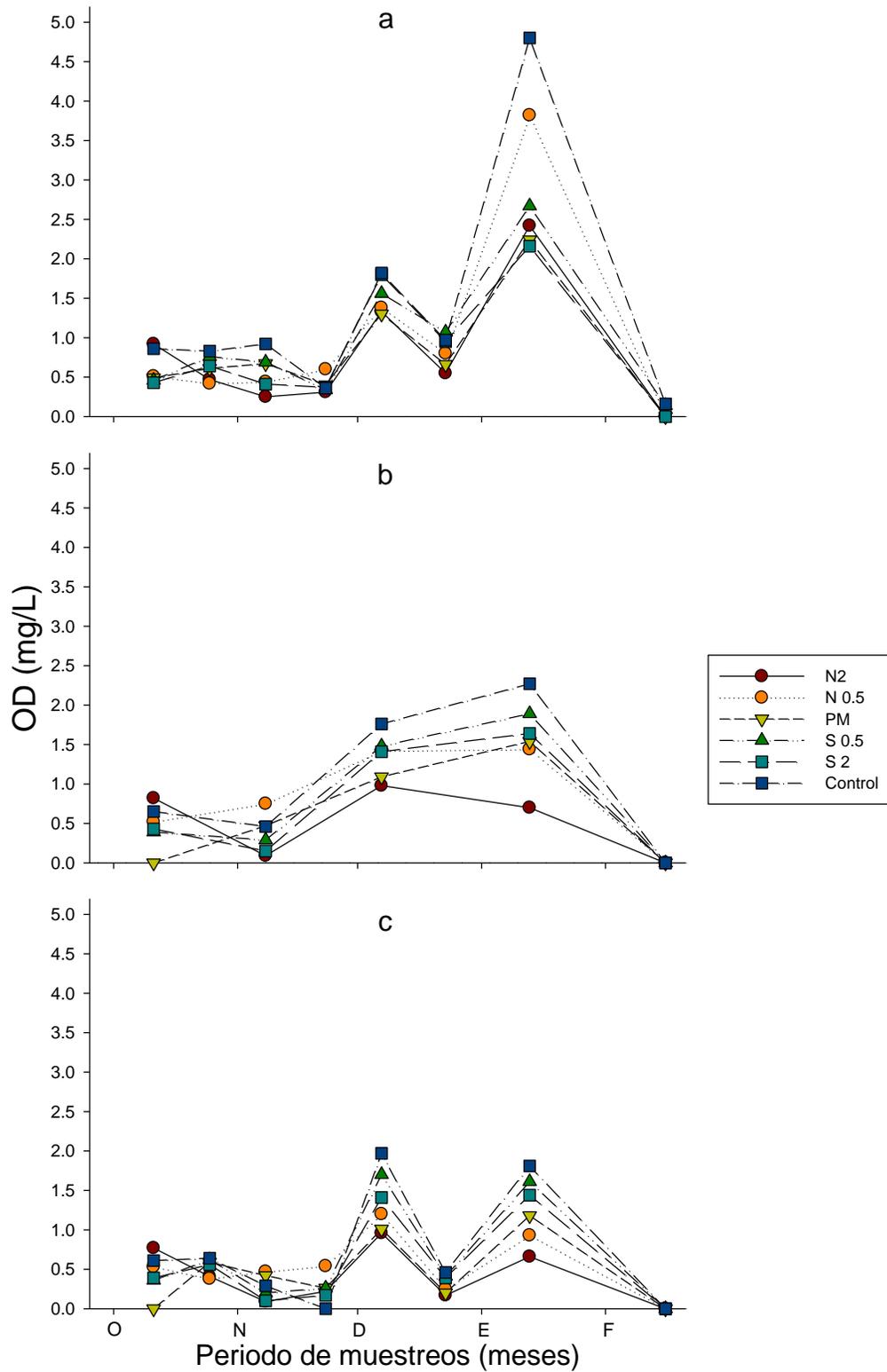


Figura 12. Concentraciones de OD registrados de octubre de 2021 a febrero de 2022 a profundidades: a) superficial, b) media y c) epibentónica.

estratificación térmica que los puntos del canal con aireación (con profundidades medias de 70 ± 14 cm a 90 ± 9 cm). Esto se puede deber a la turbulencia del agua provocada por el sistema de aireación que dio como resultado una homogenización de la columna de agua en los puntos del canal con aireación. Además del efecto sobre la temperatura, la turbulencia del agua provocada por el sistema de aireación probablemente incentivó un desplazamiento constante de la masa de agua cercana a sedimentos (con mayor carga de materia orgánica), provocando el aumento de materia suspendida sujeta a oxidación en la columna de agua, de tal forma que, si había OD disponible, sería utilizado para su degradación. Esto podría explicar por qué las concentraciones de OD de noviembre a febrero en el canal con aireación fueron menores que las del Control.

Se especula que las concentraciones de OD en el Control fueron mayores que las del canal con aireación porque había más fitoplancton, indicado por mayores concentraciones de clorofila-a (99.5 ± 9.5 $\mu\text{g/L}$) de noviembre a febrero (Anexo I-Figura 14). En lagos tropicales someros eutróficos con altos niveles de clorofila-a debido al fitoplancton, el oxígeno producido durante el día por los organismos fotosintetizadores puede llevar hasta la sobresaturación de OD en el agua (Tundisi & Tundisi, 2012b). A su vez, esa mayor concentración de fitoplancton en el Control también podría estar aportando a que los valores de turbidez orgánica en este punto sean mayores que los del canal con aireación de noviembre a enero (Gayosso-Morales et al., 2017).

Las concentraciones de nutrientes fueron similares en todos los puntos: las concentraciones de NO_2^- oscilaron alrededor de 0.04 mg/L, las de NO_3^- se mantuvieron en un intervalo de 12-14 mg/L de noviembre a febrero, las de NH_4^+ entre 2.5 y 3 mg/L, y en la mayoría de los puntos las concentraciones de PO_4^{3-} estuvieron en el intervalo de 10 a 11.7 mg/L (Anexo I-Figura 15).

El sitio de estudio no solo fue influido por los factores ambientales sino también los humanos. El manejo de la chinampa por parte de los chinamperos implica ciertas acciones que pudieron haber alterado las condiciones de los canales durante el experimento. A finales de octubre se removieron del canal (sin previo aviso) plantas de tule que estaban a

escasos metros del anillo difusor sur. En lagos someros la descomposición de macrófitas y su microflora adherida al final de la temporada de crecimiento, al final del verano, puede llevar a una reducción severa del OD (Wetzel, 2001). En nuestro estudio se provocó una situación similar al remover el tule, lo que provocó la liberación de los nutrientes que estaban compartimentalizados en el rizoma, además de alterar la dinámica del consumo de P al quitar toda la microbiota epífita asociada. Los datos más próximos después de la remoción del tule en los que se podrían ver los efectos son los de noviembre: en los puntos al sur se observó un ligero aumento en la concentración de chl-a (Anexo I-Figura 14), y un aumento de 0.5 mg/L en la concentración de N-NH₄⁺ (Anexo I-Figura 15).

Otra acción regular es la toma del agua de los canales para el riego de plantas ornamentales que provoca la escorrentía del agua de retorno al canal. La frecuencia del riego depende de las plantas que se estén cultivando en el momento, lo que vuelve conflictivo intentar considerar este aspecto dentro del experimento. Durante el experimento, hubo dos temporadas en las que el riego fue más intensivo: la de flor de campasúchil durante todo el mes de octubre, y la de flor de nochebuena a finales de noviembre y comienzos de diciembre.

Por otra parte, en el sitio existe intervención de otros actores gubernamentales como la Comisión de Recursos Naturales (CORENA), que ocasionalmente y sin previo aviso realizan podas y remoción de vegetación. En febrero tuvieron una intervención muy fuerte en la chinampa, en la que realizaron poda de árboles y removieron toda la vegetación aledaña al canal con aireación (Anexo I –Figura 10), y coincidió con que ese mes no se detectó OD en el canal con aireación ni el Control.

Los valores del WQI de todos los puntos y en las tres profundidades fueron muy similares a lo largo del experimento, manteniéndose entre 30 y 45, correspondiente a mala calidad. Los mayores valores en las tres profundidades son los de enero (>39), particularmente en la profundidad superficial cuyo rango fue de 40 a 51 (Figura 13), mientras que los valores mínimos corresponden a febrero (30-35).

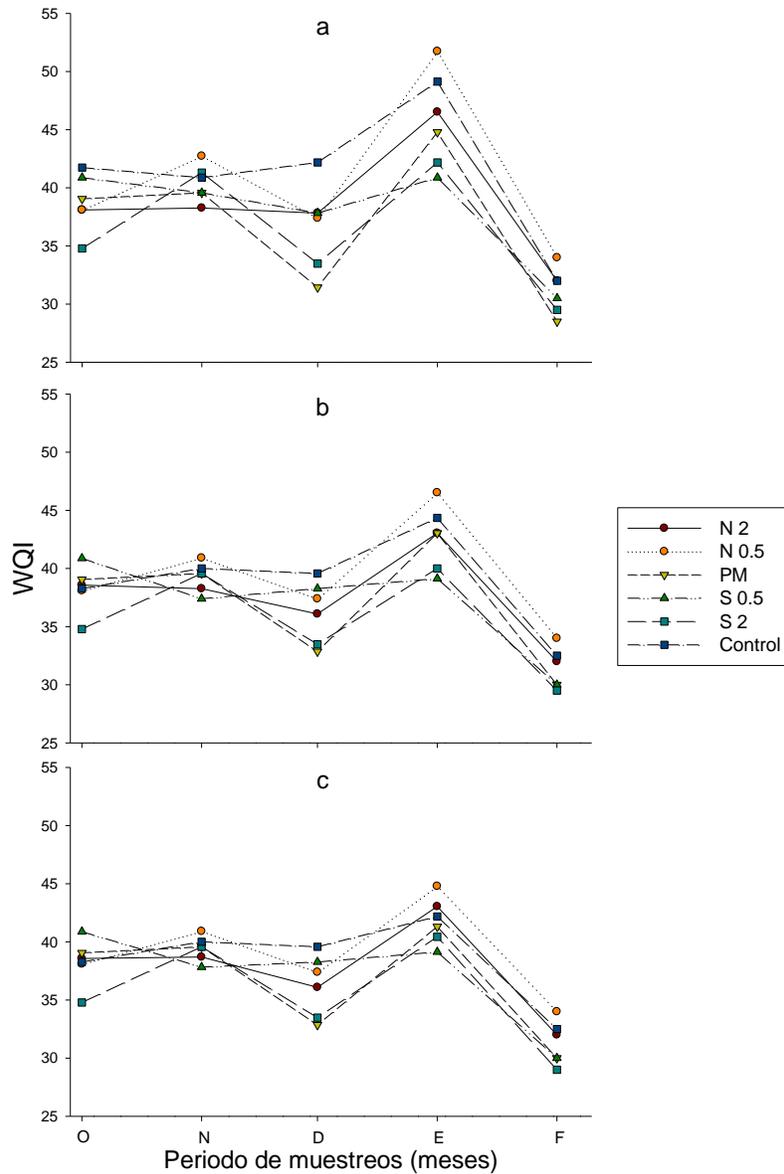


Figura 13. Valores del WQI mensuales (octubre 2021-febrero 2022) en las profundidades: a) superficial, b) media y c) epibentónica.

La presente investigación se derivó de un análisis exhaustivo de la calidad del agua realizado por Ponce de León-Hill et al. (2021) en la zona de Xochimilco-San Gregorio Atlapulco durante las temporadas de secas de 2017 y 2018, en el que, de 64 sitios muestreados, solamente 4 mostraron una “buena” calidad del agua, y el resto, una calidad del agua “media”, de acuerdo con el criterio de Jonnalagadda & Mhere (2001). Bajo esta premisa, se esperaba que con la aireación en el canal de estudio la concentración de OD

aumentara, lo que resultaría en un mayor valor del WQI, idealmente entre 71-90, correspondiente a “buena calidad”.

El hecho de que los parámetros FQ se registraron solamente una vez al mes a profundidad media, mientras que a profundidades superficial y epibentónica se hizo quincenalmente, permitió apreciar que en intervalos cortos de tiempo (quince días) ocurren cambios drásticos en estos parámetros, como los del OD o el pH. Por ejemplo, de noviembre a diciembre, y de diciembre a enero, a profundidad media se observan aumentos en el OD, mientras que en las fechas intermedias se observan disminuciones previas al aumento en las profundidades superficial y epibentónica (Figura 12).

Las acciones para el manejo de las chinampas en la zona podrían ayudar a explicar algunos de los cambios que se observan. Sin embargo, debido a que los chinamperos no hicieron de nuestro conocimiento esos manejos ni las fechas en las que sucedieron, no es posible relacionar eventos en las chinampas con cambios en los parámetros FQ.

Con este experimento se mostró que la influencia del sistema de aireación es menor que los impactos estacionales o antrópicos sobre los parámetros FQ incluyendo el OD (Ajloon et al., 2022), a pesar de que el aireador está diseñado justamente para aumentar este parámetro. Cabe aclarar que el diseño del aireador debe considerar que las burbujas producidas sean de un tamaño que permita su disolución en el agua (Hanotu et al., 2017), especialmente en aguas con tanto contenido de minerales y biomasa. Los resultados muestran que probablemente este diseño de aireador no es el adecuado para los canales de estudio.

Grupos del zooplancton

En los puntos al norte y al sur, de diciembre a febrero, el grupo de los cladóceros fue el más abundante (>20 ind/mL), seguido de los rotíferos (4-18 ind/mL) (Figura 15-A,B,D y E). En el PM, el grupo más abundante durante los cinco meses fue el de los rotíferos (19-27 ind/mL), seguido de los cladóceros (9-25 ind/mL) (Figura 15- C).

En el canal con aireación hubo una tendencia de los copépodos a disminuir (de 16-31 ind/ml en octubre a 2-10 ind/mL en febrero) (Figura 15-A, B , C, D y E), mientras que en el Control fue el grupo más abundante (21-55 ind/mL) con tendencia a aumentar, seguido de los rotíferos (17-25 ind/mL) (Figura 15- F).

En diferentes puntos de Xochimilco se ha reportado que las abundancias de los rotíferos son mayores que las de los cladóceros y los copépodos (Enríquez García et al., 2009; Gayosso-Morales et al., 2017; Nandini et al., 2016), incluso las abundancias de los rotíferos han llegado a ser más de mil veces mayores que las de los microcrustáceos (Nandini et al., 2016). Esto nos indica que el PM coincide con lo reportado en la literatura.

Del grupo de los copépodos, fueron más abundantes los nauplios en el Control (15-36 ind/mL) y en los puntos al norte y al sur (1-24 ind/mL) que los ciclopoideos (Control: 6-21 ind/mL; puntos al norte y al sur: 1-8 ind/L) durante todo el experimento (Figura 16). Sin embargo, mientras que en el Control los nauplios y los ciclopoideos aumentaron hacia febrero, en los puntos al norte y al sur disminuyeron. En el PM solamente se encontraron nauplios, que disminuyeron hacia febrero (Figura 16). En Xochimilco se han encontrado mayores densidades de nauplios (>500 ind/L) que de etapas más avanzadas de copépodos (Nandini et al., 2016).

En el Control la abundancia de copépodos aumentó hacia el invierno (Figura 16), junto con un aumento en las concentraciones de OD en diciembre y enero (Figura 12). Meshram (2014) encontró que los copépodos llegan a su densidad máxima en invierno y lo atribuye, en parte, a que las concentraciones de OD son mayores que en las otras estaciones climáticas. Como ya se había mencionado, en este punto los nauplios fueron más abundantes que los copépodos ciclopoideos (Figura 16). La predominancia de nauplios en aguas eutróficas se atribuye a que los copépodos adultos son de mayor talla por lo que están más expuestos a los depredadores visuales, además de que la mayoría son carnívoros, mientras que los nauplios son herbívoros y se ven favorecidos por las altas concentraciones de fitoplancton en aguas eutróficas (Abd Razak & Sharip, 2019). Las mayores concentraciones de clorofila-a (indicador indirecto de fitoplancton) se

registraron en el Control de noviembre a febrero (Anexo I-Figura 14), lo que representa más alimento para los nauplios, y podría explicar por qué fueron más abundantes que los ciclopoideos, y por qué en este punto las abundancias de los nauplios fueron mayores que en el canal con aireación.

En el PM solamente se detectaron nauplios (Figura 16). González et al. (2002) atribuyen predominancia de nauplios y bajas proporciones de copepoditos y de copépodos adultos a condiciones adversas, como la escasez de alimento adecuado para los nauplios que afecta su desarrollo hacia los estadios de crecimiento más avanzados. Durante todo el experimento de secas frías, un tapiz de *Lemna minor* estuvo presente tanto en el canal con aireación como en el Control. En el día, mientras el sistema de aireación se encontraba operando, el aire al salir por los anillos difusores movía el agua suprayacente provocando un desplazamiento de *L. minor* en la superficie, como se puede observar en la Figura 14. Se especula que dicho desplazamiento pudo haber tenido diferentes impactos en los puntos cercanos a los anillos difusores (N-2, N-0.5, S-2 y S-0.5) y el PM. Ceschin et al. (2020) encontraron que *Lemna minuta* al conglomerarse y formar “tapetes”, reduce la penetración de luz solar y disminuye el OD en el agua. La severidad de las reducciones aumenta con el grosor del tapete y la superficie de cobertura, y el impacto provocado es directo al bloquear la luz y el intercambio gaseoso, e indirectamente se intensifica al eliminar la producción de oxígeno por fotosíntesis y aumentar la respiración heterotrófica. Además, la limitación de luz e hipoxia inhiben el crecimiento de plantas y tienen un impacto selectivo en las comunidades de invertebrados (Sengupta et al., 2010).



Figura 14. El aire al salir por los difusores provocaba el desplazamiento de L. minor en la superficie, dejando expuesta esa área circular del espejo de agua.

Entonces, la presencia constante del tapiz de *L. minor* en el PM inhibió el paso de luz solar con lo que disminuyó la fotosíntesis y el desarrollo del fitoplancton. Esto se vio reflejado en las concentraciones de clorofila-a registradas en el PM que fueron las más bajas de noviembre de 2021 a febrero de 2022 (Anexo I-Figura 14). Dicha limitación de fitoplancton pudo impedir el crecimiento de la población de nauplios, además de inhibir el desarrollo de la población de nauplios existente hacia su etapa adulta de ciclopoideos. Esta macrófita flotante sirve de refugio para los rotíferos y cladóceros, que son el alimento de los copépodos ciclopoideos. El hecho de solo haber nauplios herbívoros, y no ciclopoideos depredadores de rotíferos y cladóceros pequeños, permitió justamente que estos dos últimos grupos fueran los predominantes en el PM durante todo el experimento (Figura 15).

En el canal con aireación los copépodos mostraron una tendencia a disminuir de octubre a febrero (Figura 15-A, B, C, D y E). Langer et al. (2007) señalan la dominancia de copépodos durante periodos de alta contaminación, y Perbiche Neves et al. (2013) encontraron que la abundancia de los copépodos fue mayor en una reserva eutrófica de Brasil. La disminución en la abundancia de los copépodos en el canal con aireación nos sugiere un posible mejoramiento en la calidad del agua. En cambio, en el Control, donde no había aireación, el grupo de los copépodos tuvo mayores abundancias y tendencia a aumentar (Figura 15-F).

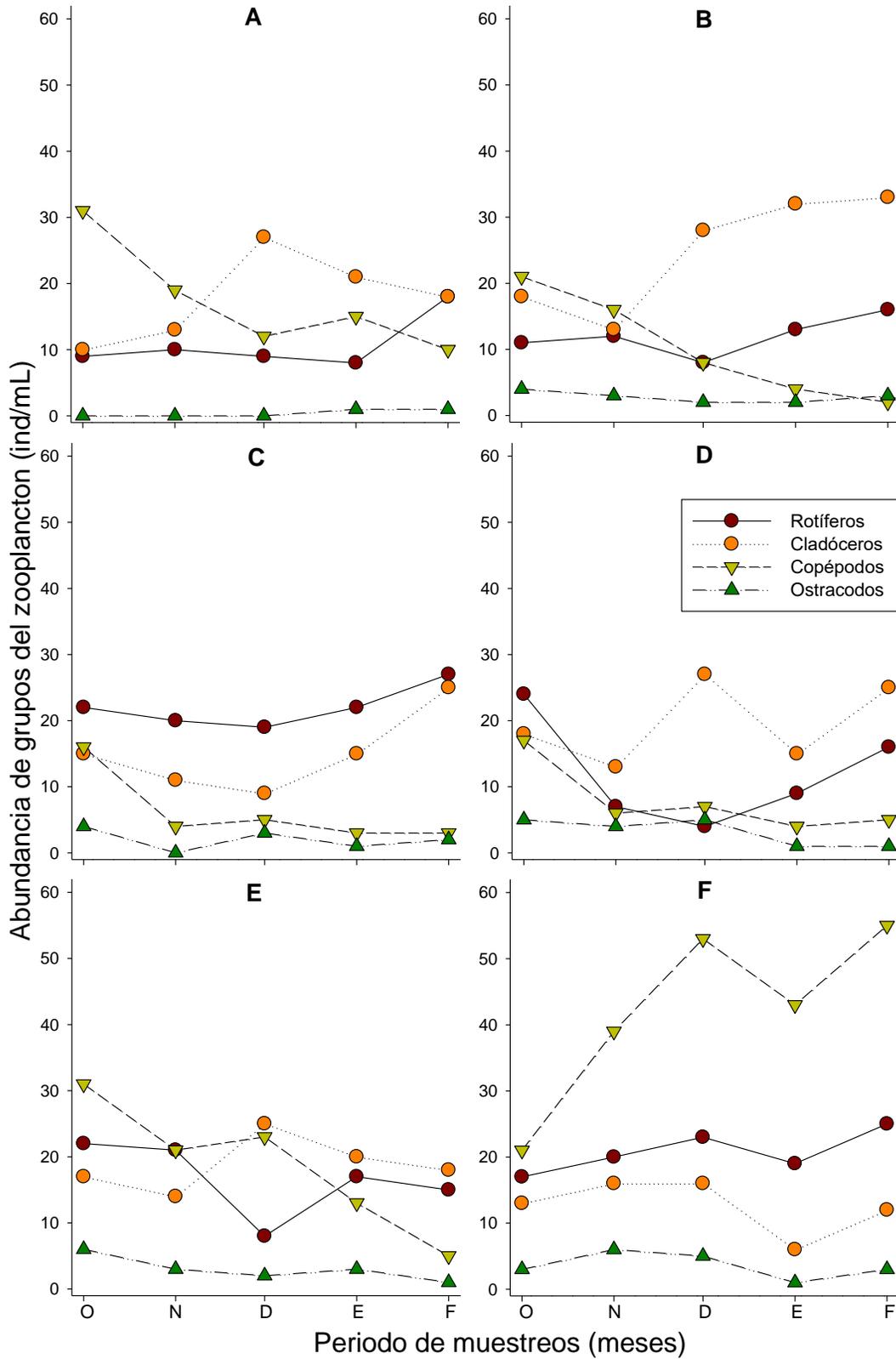


Figura 15 Abundancia de los grupos del zooplancton (octubre 2021 a febrero 2022) en los puntos: A)N-2, B)N-0.5, C)PM, D)S-0.5 ,E)S-2 y F)Control.

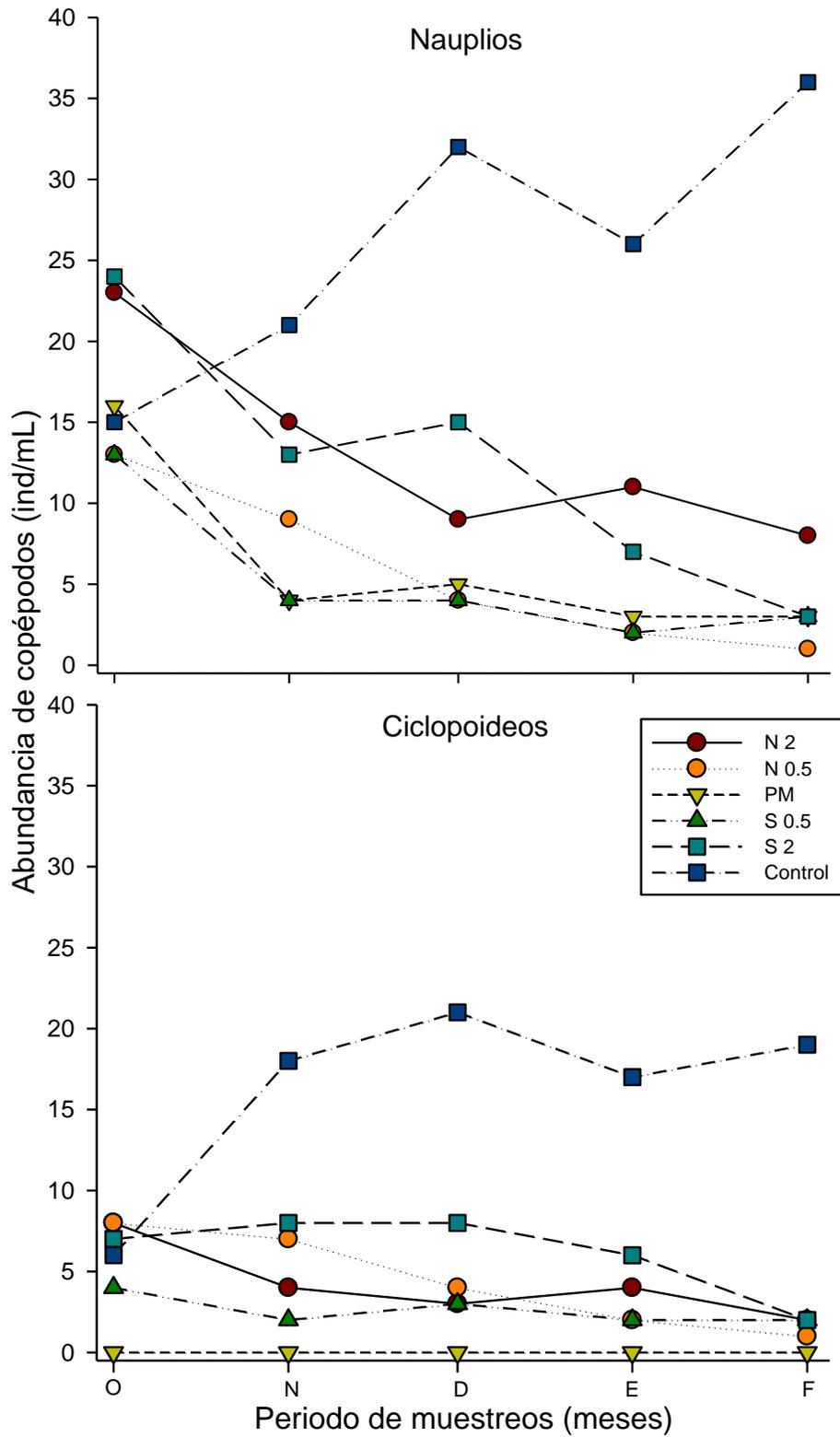


Figura 16. Abundancia mensual (octubre 2021 a febrero 2022) de copéodos nauplios y copéodos ciclopoideos.

Se encontraron dos especies de cladóceros de la familia Daphniidae, *Ceriodaphnia dubia* y *Simocephalus vetulus*, que son de talla grande, y dos de la familia Chydoridae, *Alona glabra* y *Pleuroxus* sp., que son de talla pequeña. En el Control las dos especies de talla pequeña (*Alona glabra* y *Pleuroxus* sp.) fueron más abundantes que *C. dubia*, y *S. vetulus* no se detectó (Figura 17) En el canal con aireación *C. dubia* y *S. vetulus* fueron más abundantes que las especies de talla pequeña (*Alona glabra* y *Pleuroxus* sp.), excepto en el S-2 donde ocurrió lo contrario (Figura 17).

En ecosistemas eutróficos las altas concentraciones de microalgas influyen sobre la sobrevivencia de los cladóceros ya que pueden obstruir sus tractos digestivos y provocar su muerte (Burkholder et al., 2018). Los sistemas de aireación por difusión provocan la circulación de agua que arrastra algas hacia la pluma de burbujas y las aleja radialmente del difusor (Toné et al., 2017). En el canal con aireación, el aire al salir de los anillos difusores desplazaba agua con fitoplancton, y dejaba “parches” con concentraciones menores de fitoplancton en los que las especies grandes de cladóceros podían prosperar sin que sus tractos digestivos se vieran comprometidos.

La mayoría de los cladóceros son filtradores y consumen microalgas y materia orgánica particulada en detritos (Hulyal & Kaliwal, 2008). La presencia de los cladóceros de talla grande pudo haber favorecido el consumo de biomasa fitoplanctónica, reflejándose en menores concentraciones de clorofila-a en el canal con aireación que en el Control (Anexo I-Figura 14). De las especies de talla grande, *Simocephalus vetulus* ha sido reportada como especie predominante en Xochimilco (Nandini et al., 2007), y es importante por su gran capacidad para reducir la biomasa de fitoplancton a través de la filtración (Pogozhev & Gerasimova, 2005).

Se ha reportado que los cladóceros prefieren vivir en aguas limpias (Dorche et al. 2018), lo que nos estaría corroborando un posible mejoramiento de la calidad del agua en el canal con aireación.

Por otra parte, en cuerpos de agua con estados tróficos mayores pueden empezar a dominar algas no comestibles y cianobacterias no aptas para consumir por cladóceros de talla grande. Al no alimentarse selectivamente los filamentos grandes de las algas taponean sus aparatos filtradores, matándolos, lo que provoca un “switch” a especies pequeñas (Karpowicz et al. 2020). En el Control se podría pensar que ocurrió algo similar, ya que, de las especies de talla grande, *S. vetulus* no se detectó, y *C. dubia* estuvo en menor abundancia que las dos especies de talla pequeña (Figura 17), además de ser el punto con mayores concentraciones de clorofila-a.

Los rotíferos sufren interferencia competitiva por parte de los cladóceros (Wen et al., 2011), lo que resulta en una relación inversa entre sus densidades (Nandini et al., 2016). Generalmente las especies grandes de cladóceros (*Daphnia*) tienen mayor habilidad competitiva sobre los rotíferos que las especies pequeñas (Enríquez García et al., 2009). Así que en los puntos norte y sur donde las especies grandes de cladóceros fueron más abundantes, posiblemente llevaron a que el grupo de los cladóceros sobrepasara en abundancia a los rotíferos a partir de diciembre y hasta febrero (Figura 15). Mientras que, en el Control donde las especies pequeñas de cladóceros fueron más abundantes (Figura 17), los rotíferos se mantuvieron con mayores abundancias que las del grupo de los cladóceros (Figura 15).

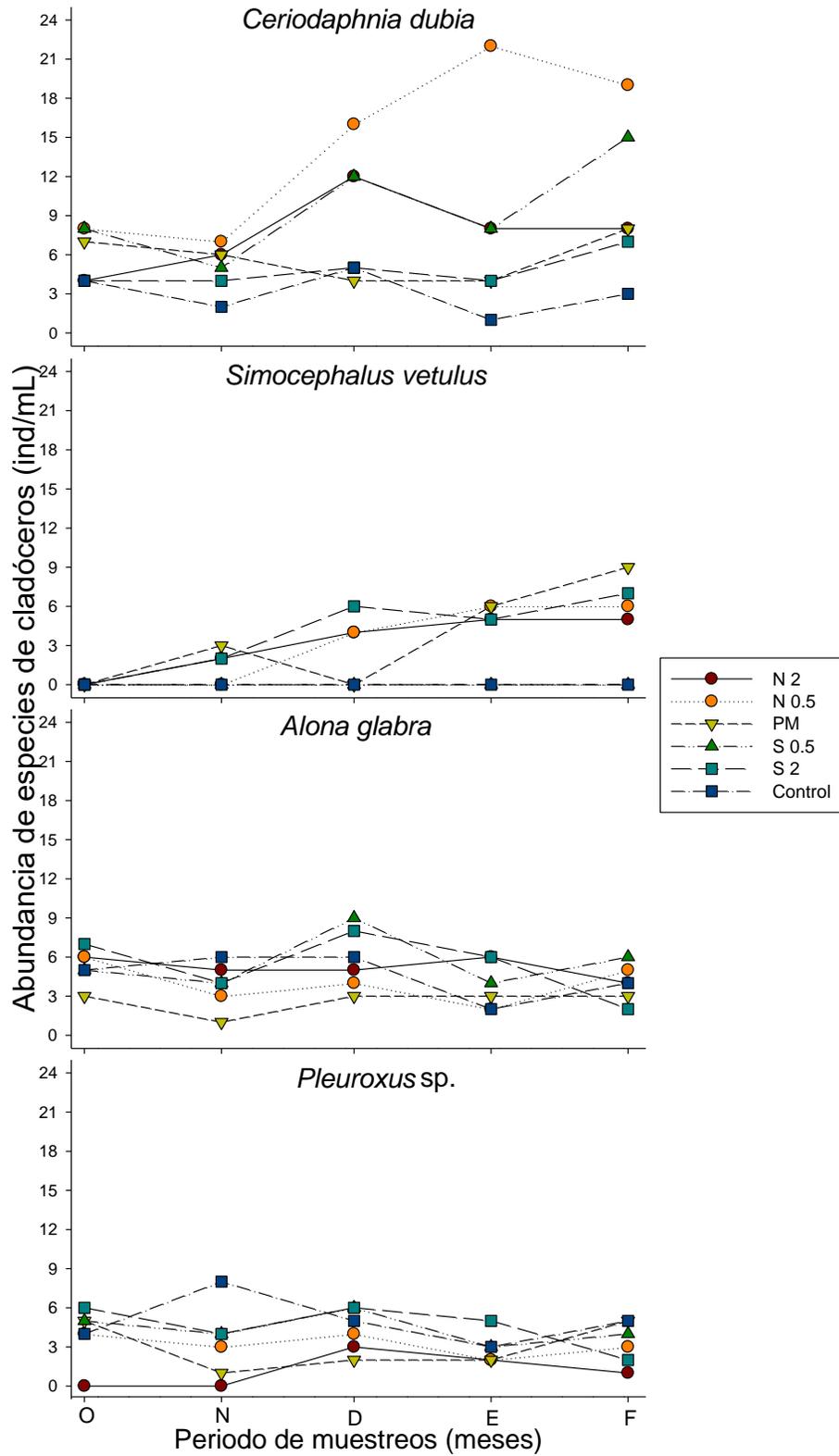


Figura 17 Abundancia mensual (octubre 2021 a febrero 2022) de las especies de cladóceros.

Se encontraron diez especies de rotíferos (Anexo I-Tabla 7), de las cuáles *Lepadella patella* (Figura 18) tuvo las mayores abundancias en el Control (15 y 17 ind/mL), y de los puntos del canal con aireación fue más abundante en el PM (2-7 ind/mL). *L. patella* ha sido incluida entre las especies indicadoras de eutrofización (Bozkurt & Akin, 2012).

De la familia Brachionidae se encontraron cinco especies: *Brachionus calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. rubens*, *Platyias quadricornis* y *Anuraeopsis fissa* (Figuras Figura 18 y Figura 19). De las dos especies de la familia Lecanidae, *L. bulla* se encontró durante todo el experimento exclusivamente en el Control (oscilando 2 ind/mL), y *L. luna* exclusivamente en el PM (Figura 19). Los géneros *Brachionus* (Kour et al., 2022; Sládeček, 1983), y *Lecane* (Thakur et al., 2013) han sido asociadas a sistemas eutróficos (Sharma et al., 2017). En particular, *L. bulla* ha sido reportada como especie indicadora de eutrofización (Bozkurt & Akin, 2012). *Brachionus calyciflorus*, *B. rubens* y *Lecane bulla* han sido reportadas como especies dominantes en Xochimilco (Enríquez García et al., 2009; Jiménez et al., 2018; Nandini et al., 2005, 2016). A diferencia de los puntos al norte y al sur, en el Control y el PM el tapiz de *Lemna minor* estuvo presente durante todo el experimento, lo que pudo haber favorecido la persistencia de las especies del género *Lecane*, ya que están asociadas a macrófitas (Wen et al., 2011).

Anuraeopsis fissa consume partículas bacterio-detritales y nanoplancton (Wen et al., 2011), tiene tolerancia a bajas concentraciones de OD (Bērziņš & Pejler, 1989), y es señalada como especie indicadora de eutrofización (Gannon & Stemberger, 1978; Wen et al., 2011). Se registró exclusivamente en el Control (Figura 19), probablemente porque es el punto con las concentraciones más altas de clorofila-a, indicador indirecto de fitoplancton, por lo que hay mayor disponibilidad de alimento para esta especie.

Dentro de los géneros de rotíferos comúnmente encontrados durante todo el año en el lago de Xochimilco se incluyen a *Brachionus*, *Polyarthra* y *Filinia* (Nandini et al., 2005).

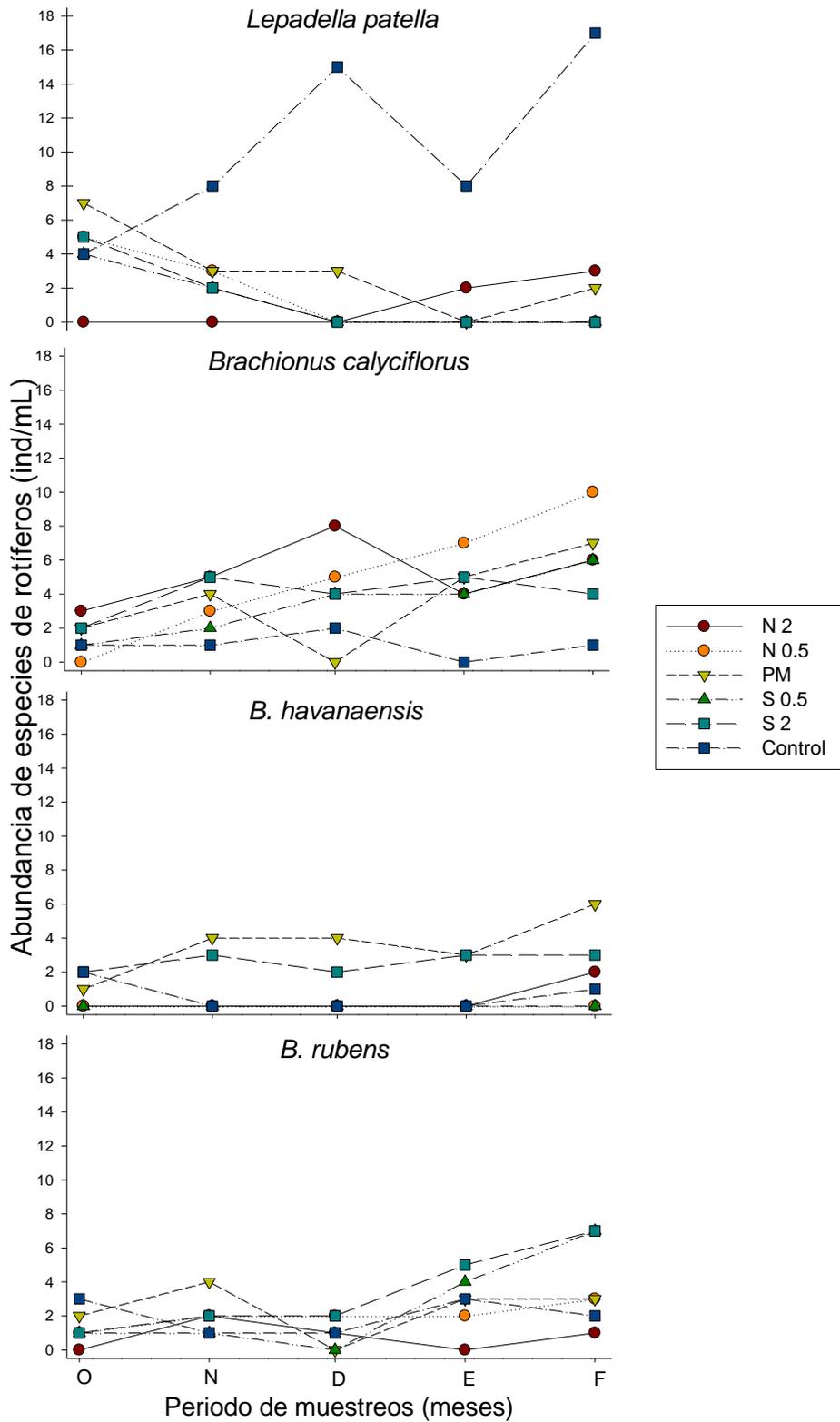


Figura 18. Abundancia mensual (octubre 2021 a febrero 2022) de especies de rotíferos.

F. longiseta y *P. vulgaris* (Figura 19) se detectaron cuatro meses exclusivamente en el PM con abundancias entre 1 y 2 ind/mL. *F. longiseta* es considerada una especie de ambiente eutrófico (Bozkurt & Akin, 2012; Ejsmont-Karabin, 2012; Gannon & Stemberger, 1978; Perbiche Neves et al., 2013) y usualmente es observada en ambientes ricos en material suspendido y materia orgánica (Costa et al., 2016). *P. vulgaris* es una especie euritrópica (Gannon & Stemberger, 1978) que puede tolerar concentraciones de OD cercanas a 0 mg/L (Karpowicz et al., 2020). En Xochimilco se han reportado abundancias máximas (1500 ind/L) de *P. vulgaris* en diciembre (Jiménez et al., 2018) y en febrero (>800 ind/mL) (Nandini et al., 2005), lo que coincide con lo registrado en el PM.

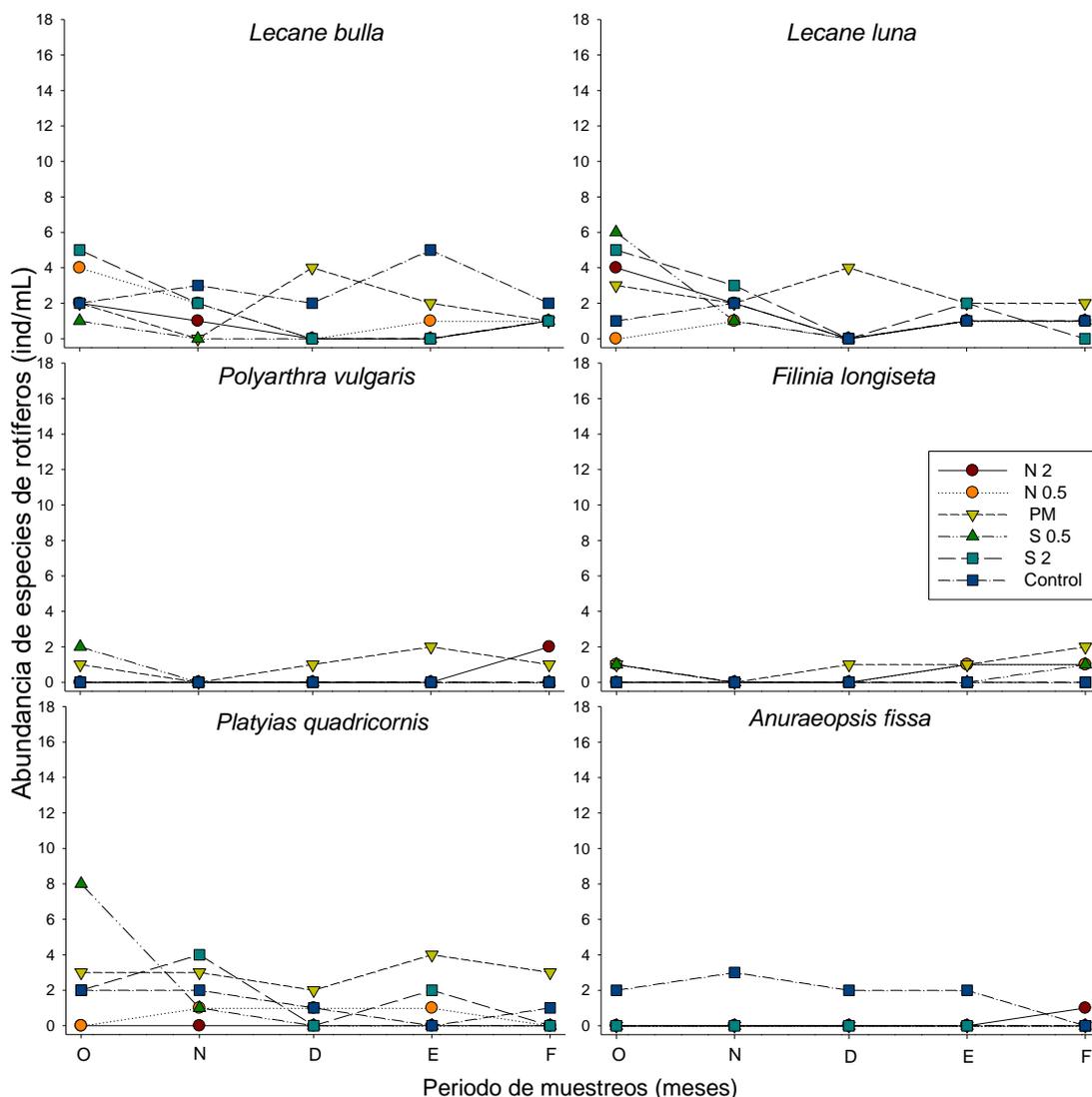


Figura 19. Abundancia mensual (octubre 2021 a febrero 2022) de especies de rotíferos.

En todos los puntos los valores de H' se mantuvieron entre 1.3 y 1.8 (Figura 20), correspondiente a “aguas medianamente contaminadas” (Dall, 1995). Estos valores de H' son consistentes con los correspondientes al intervalo de octubre a febrero de tres distintos estudios en Xochimilco: $H'=2-3$ (Nandini et al., 2005), $H'=1.2-3.5$ (Enríquez García et al., 2009) y $H'=1.1-3.5$ (Gayosso-Morales et al., 2017).

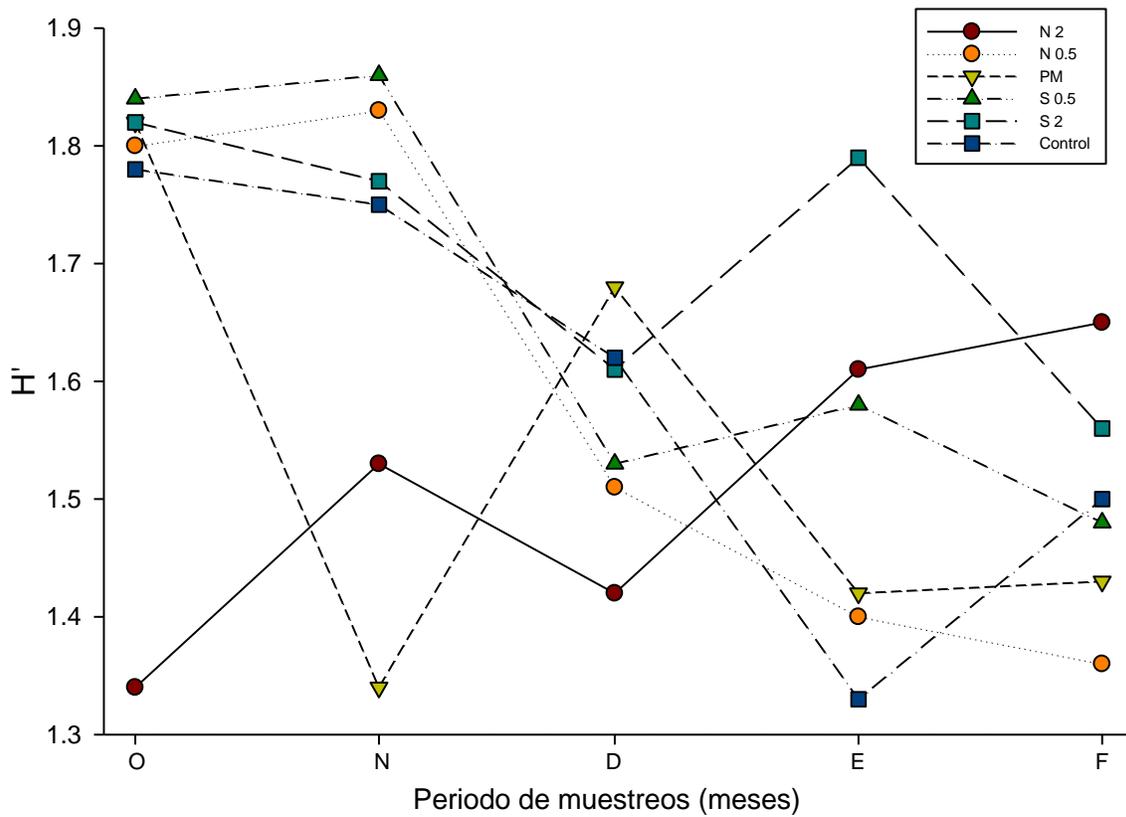


Figura 20. Valores mensuales (octubre 2021-febrero 2022) del índice de diversidad de especies del zooplancton (índice de Shannon-Wiener).

Estudio de las relaciones entre variables (parámetros FQ y zooplancton)

Con la finalidad de comprobar si hubo correlaciones estadísticamente significativas entre el OD y los parámetros FQ, así como la abundancia de los grupos del zooplancton y algunas especies zooplanctónicas (*B. calyciflorus*, *L. patella*, *C. dubia*, *S. vetulus* y *A. glabra*) se construyó una matriz de correlaciones de Kendall para cada uno de los sitios estudiados (Anexo I-Figuras 16 y 17). Contrariamente a lo esperado, el OD no correlacionó con ninguno de los parámetros FQ estudiados, ni con algún grupo o especie del zooplancton en ninguno de los puntos del canal con aireación ni en el Control.

De la misma manera, se analizó si a lo largo del tiempo hubo diferencias significativas en la disolución del oxígeno entre los sitios muestreados. Para ello se tomaron las mediciones de OD realizadas de octubre de 2021 a febrero de 2022 (poblaciones) y éstas se compararon para los 6 sitios muestreados. Para ello se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para comparar las poblaciones de OD de cada sitio. El análisis estadístico mostró que no hubo diferencias significativas respecto a la concentración de OD a lo largo del tiempo entre los sitios aireados y el control. El valor de $p = 0.95$ indica que el OD de los sitios no son ni remotamente diferentes (Tabla 5).

Tabla 5. Prueba de Kruskal-Wallis respecto a la concentración de OD a lo largo del tiempo entre los sitios aireados y el control.

Prueba de Kruskal-Wallis.			
Variable independiente: Sitio; variable dependiente: OD.			
Sitio	N válido	Suma de rangos	Promedio de rangos
N-2	5	74	14.8
N-05	5	75.5	15.1
PM	5	73.5	14.7
S-2	5	67.5	13.5
S-05	5	81	16.2
Control	5	93.5	18.7

Resultados del test de Kruskal-Wallis: $H(5, N=30) = 1.036, p = 0.9596$

Estos resultados indican claramente que no hubo disolución de oxígeno a través del aireador. Esto probablemente se deba a que el tamaño de la burbuja no fue el adecuado (Hanotu et al., 2017) y la columna de agua tan corta no permitió un tiempo de residencia de las burbujas lo suficientemente largo como para permitir la disolución del oxígeno.

El análisis de componentes principales (PCA) de todas las variables FQ, los nutrientes, la chl-a, y de algunas especies de zooplancton, también mostró que a pesar de que no hubo disolución de oxígeno por el aireador, éste sí tuvo una clara influencia sobre algunos otros parámetros FQ y el zooplancton. En la Figura 21 la gráfica de puntuaciones con dos componentes se puede observar que en el cuadrante inferior izquierdo se agrupa de manera clara los datos del canal Control, mostrando una diferencia significativa con respecto a los sitios del canal aireado. Asimismo, en el cuadrante superior izquierdo, se agrupan los datos del canal con aireación del mes de octubre (aunque no del canal Control). También en esta misma grafica de puntos, se puede apreciar una agrupación en el cuadrante inferior derecho que corresponden al mes de enero. Esta diferenciación no es tan clara como la de los otros dos grupos, pero lo suficiente como para detectar que las condiciones en el mes de enero influyeron en el equilibrio del canal aireado; hipotetizamos que fueron las bajas temperaturas climáticas que se presentaron.

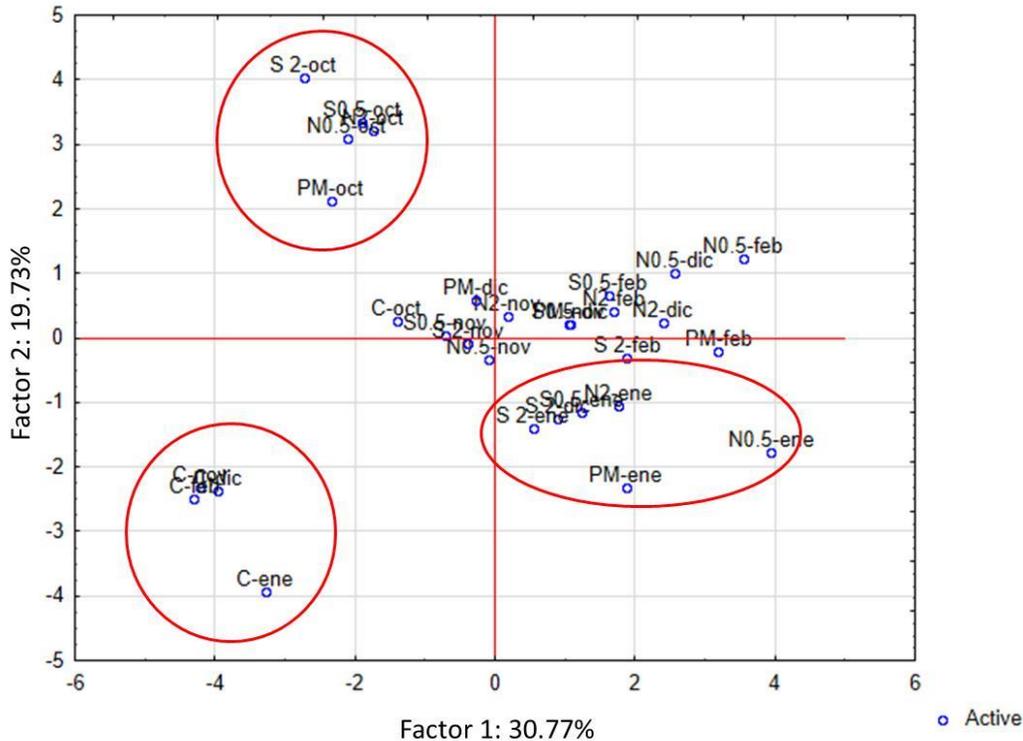


Figura 21. Análisis de componentes principales de los parámetros FQ, los grupos del zooplancton y especies del zooplancton (nauplios, ciclopoideos, *L. patella*, *B. calyciflorus*, *C. dubia* y *S. vetulus*) entre los seis sitios (N-2, N-0.5, PM, S-0.5, S-2 y C) a lo largo del experimento en temporada de secas frías.

Para conocer cuáles son las variables que están contribuyendo a la varianza de los primeros dos componentes del análisis de PCA, se analizaron las cargas de las variables para los factores 1 y 2. (Anexo I-Tabla 8). El estudio de las cargas se realizó incluyendo los datos del sitio Control para distinguir las variables que diferencian a todos los sitios y sin incluir los datos del sitio Control para distinguir las variables que diferencian a los sitios del canal aireado.

Cuando se toma en cuenta el sitio control, las variables que contribuyeron a explicar la varianza fueron la temperatura y todas las especies de zooplancton excepto *C. dubia*. Para el factor 2 los parámetros FQ importantes son la conductividad, NO_3^- , NO_2^- y PO_4^{3-} , mientras que las especies de zooplancton no pesan sobre el factor.

Las variables que contribuyeron a explicar la varianza entre los sitios aireados son la temperatura, conductividad, NO_3^- y NO_2^- para el primer factor, y profundidad y pH para el

segundo factor de los parámetros FQ. Para el zooplancton las especies que contribuyeron al factor 1 fueron los nauplios, *L. patella* y *B. calyciflorus*; mientras que para el segundo factor fue la *C. dubia*.

De los parámetros FQ, el único parámetro que tiene peso en el factor 1 en los análisis con y sin sitio Control es la temperatura. La temperatura es una variable muy importante que influencia la abundancia y diversidad de zooplancton, como lo ha reportado también (Enríquez García et al., 2009). De esta manera, se puede decir que la principal variable que está diferenciando los sitios, en especial los del canal aireado y el canal control es la temperatura que probablemente este influyendo sobre las poblaciones del zooplancton.

Las variables FQ que diferencian los sitios aireados, son los NO_3^- y NO_2^- . Las concentraciones de NO_2^- pueden cambiar cuando hay una aireación del sistema (Lochmatter et al., 2014) y dado que los diferentes sitios pudieron haber tenido diferentes niveles de aireación, los NO_3^- y NO_2^- son variables que diferencian los sitios del canal aireado. De la misma manera, la conductividad es una variable que diferencia los sitios del canal aireado. Una posible explicación es que el burbujeo suspenda sedimento que pudiera aportar sales al agua lo cual podría suceder de forma diferenciada. La diferenciación de los sitios por conductividad se reforzó al realizar un análisis para diferenciar poblaciones de los parámetros FQ estudiados para cada sitio a través de otra prueba de Kruskal-Wallis. Así, el único parámetro que se acercó lo suficiente para considerarse con diferencia significativa, fue la conductividad ($p=0.0584$) y la diferencia dada por los datos del sitio control (Tabla 6).

Tabla 6. Prueba de Kruskal-Wallis respecto a las variables FQ a lo largo del tiempo entre los sitios aireados y el control.

Prueba de Kruskal-Wallis.			
Variable independiente: Sitio; variable dependiente: Conductividad.			
Sitio	N válido	Suma de rangos	Promedio de rangos
N-2	5	96	19.2
N-05	5	85	17
PM	5	96	19.2
S-2	5	85	17
S-05	5	83	16.6
Control	5	20	4

Resultados del test de Kruskal-Wallis: $H(5, N=30) = 10.667, p= 0.0584$

Conclusiones

En el proyecto se estudió el efecto de un kit comercial de aireación con difusores sumergidos de burbuja fina para estanques que funciona con energía solar (marca MWANDS) sobre los parámetros FQ, nutrientes (nitrógeno y fósforo), clorofila-a, así como en la diversidad y abundancia del zooplancton en canales de San Gregorio Atlapulco. Con el estudio se demostró que los difusores del kit comercial de aireación no son adecuados para estos canales, ya que, al tener un tamaño de poro muy pequeño, se obstruyen en cuestión de semanas. Al reemplazar los difusores por otros de mayor diámetro de orificio y realizar la prueba de transferencia de oxígeno en un contenedor de menor volumen (54 L), con aireación constante y condiciones más controladas que las del canal, se logró llegar al punto de saturación de OD en minutos. Sin embargo, una vez dentro del canal, con un volumen de agua mucho mayor, la transferencia del oxígeno al agua a través de las burbujas no ocurre como en el contenedor. Se especula que esto se debe a que la burbuja generada es demasiado grande para incorporar una cantidad significativa de oxígeno en el agua. Un efecto colateral de las burbujas de mayor tamaño fue una mayor turbulencia sobre la masa de agua sobrenadante que provocó el desplazamiento radial de fitoplancton

en la columna de agua, y la creación de zonas libres de lenteja de agua, *Lemna minor*, en la superficie, lo que llevó a cambios dramáticos en la diversidad y abundancia del zooplancton, dentro de los que destacan la predominancia de especies de cladóceros de talla grande en los puntos al norte y al sur, ya que consumen grandes cantidades de fitoplancton, lo que puede ayudar a mejorar la calidad del agua . Aunque este efecto podría ser aprovechado para otros fines, el radio de influencia del kit de aireación estudiado es muy limitado.

El kit de aireación parece tener poco efecto sobre los parámetros FQ como el pH, la temperatura, el oxígeno disuelto, las especies de nitrógeno y los fosfatos, ya que parecen seguir cambios estacionales en lugar de alteraciones debidas a la aireación artificial. Al no distinguirse un efecto sobre la calidad del agua atribuible al sistema de aireación, no fue posible realizar un análisis costo-beneficio.

Además de los aspectos “técnicos” del kit de aireación utilizado, el estudio también estuvo limitado por el manejo humano al que está sujeta toda la zona en la que se trabajó. Se involucraron muchos factores que influyeron sobre el desempeño del equipo de aireación, y enmascararon los resultados que se pudieron haber obtener en un sistema controlado.

Todo lo anterior pone en duda si un sistema de este tipo, de la forma en que se implementó, sería potencialmente funcional en la zona.

Otros sistemas de aireación, como el método de aireación en cascada, probablemente serían más adecuados para los canales del humedal de San Gregorio Atlapulco.

Perspectivas y alternativas

Dadas las limitaciones experimentadas durante este proyecto, se podría sugerir que si se pretende hacer otro experimento con algún sistema de aireación (no necesariamente aireación por difusión como el presente proyecto) un punto muy importante a considerar sería encontrar la manera de trabajar sobre un volumen de agua aislado y más controlado. Otro punto sería conocer la eficiencia de transferencia de oxígeno del sistema de aireación a utilizar. Aunque en sistemas industriales es normal que dicha información sea

proporcionada por los proveedores, es difícil que esto ocurra para sistemas pequeños disponibles en el mercado (como el utilizado en el presente proyecto), por lo que se debe realizar la prueba correspondiente.

Gracias a la prueba de transferencia de oxígeno realizada en la que se comprobó que el sistema de aireación con los anillos difusores sustituidos fue capaz de llevar al punto de saturación de OD un volumen de 54 L de agua del canal estudiado (en aproximadamente 40 minutos), se sugiere integrar este sistema como parte de una etapa en un humedal artificial, recalcando que, sin importar que tipo de difusor se utilice, el tamaño de poro no puede ser muy pequeño (<1mm) debido al taponamiento. Se ha reportado que en humedales artificiales la aplicación de aireación incrementa la disponibilidad de OD e intensifica los procesos aeróbicos. Esto ayuda a que el área requerida para el humedal sea menor, al mismo tiempo que se consiguen mayores tasas de remoción de materia orgánica y nitrógeno.

Referencias bibliográficas

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Water Quality Indices*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2010-0-69472-7>
- Abd Razak, S. B., & Sharip, Z. (2019). Spatio-temporal variation of zooplankton community structure in tropical urban waterbodies along trophic and urban gradients. *Ecological Processes*, 8(44), 1–12. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0196-2>
- Ajloon, F. H., Dong, X., Ayejoto, D. A., Ayeni, E. A., & Sabo, M. Y. (2022). Seasonal assessment of water quality and water quality index (WQI) variations, in Jiangsu Kunshan Tianfu National Wetland Park, China. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1–20. <https://doi.org/10.1080/03067319.2022.2125309>
- Aldana, G., Hernández, M., Cram, S., Arellano, O., Morton, O., & Ponce de León, C. (2018). Trace metal speciation in a wastewater wetland and its bioaccumulation in tilapia *Oreochromis niloticus*. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 30(1), 23–32. <https://doi.org/10.1080/09542299.2018.1452635>
- Aranda, M. (2004, enero 16). *Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar*. <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1363RIS.pdf>.
- Arora, P., Kohli, R. K., Garg, V. K., & Dhawan, A. (2017). *Physical, Chemical and Biological Characteristics of Water (e Content Module)*. <https://www.researchgate.net/publication/322419790>
- Bade, D. (2009). Gas Exchange at the Air–Water Interface. En G. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 28–36). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00213-1>
- Balkić, A., Ternjej, I., & Špoljar, M. (2018). Hydrology driven changes in the rotifer trophic structure and implications for food web interactions. *Ecohydrology*, 11(1), e1917. <https://doi.org/10.1002/eco.1917>
- Bērziņš, B., & Pejler, B. (1989). Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia*, 183, 165–172.
- Bozkurt, A., & Akin, S. (2012). Zooplankton Fauna of Yeşilirmak (between Tokat and Blacksea), Hasan Uğurlu and Suat Uğurlu Dam Lakes. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(4), 777–786. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_4_06
- Brodersen, K. P., & Lindegaard, C. (1999). Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwater Biology*, 42(1), 143–157. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00457.x>
- Burkholder, J. M., Shumway, S. E., & Glibert, P. M. (2018). Food Web and Ecosystem Impacts of Harmful Algae. En *Harmful Algal Blooms* (pp. 243–336). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118994672.ch7>

- Cabello, P., Roldán, M. D., Castillo, F., & Moreno-Vivián, C. (2009). Nitrogen Cycle. En M. Schaechter (Ed.), *Encyclopedia of Microbiology* (3a ed., pp. 299–318). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012373944-5.00055-9>
- Caraco, N. (2009). Phosphorus. En G. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 73–78). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00097-1>
- Carneiro, C., Andreoli, C. V., Cunha, C. L. N., & Gobbi, E. F. (2014). An introduction to eutrophication and the studies. En *Reservoir Eutrophication: Preventive Management: An applied example of Integrated Basin Management Interdisciplinary Research* (Vol. 1, pp. 3–13). IWA Publishing.
- Cervantes-Martínez, A., Durán Ramírez, C. A., Elías-Gutiérrez, M., García-Morales, A. E., Gutiérrez-Aguirre, M., Jaime, S., Macek, M., Maeda-Martínez, A. M., Martínez-Jerónimo, F., Mayén-Estrada, R., Medina-Durán, J. H., Montes-Ortiz, L., Olvera-Bautista, J. F. Y., Romero-Niembro, V. M., & Suárez-Morales, E. (2023). Freshwater Diversity of Zooplankton from Mexico: Historical Review of Some of the Main Groups. *Water*, 15(5), 858. <https://doi.org/10.3390/w15050858>
- Ceschin, S., Ferrante, G., Mariani, F., Traversetti, L., & Ellwood, N. T. W. (2020). Habitat change and alteration of plant and invertebrate communities in waterbodies dominated by the invasive alien macrophyte *Lemna minuta* Kunth. *Biological Invasions*, 22(4), 1325–1337. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02185-5>
- Chen, G., Dalton, C., & Taylor, D. (2010). Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. *Journal of Paleolimnology*, 44(2), 465–481. <https://doi.org/10.1007/s10933-010-9428-2>
- Costa, B. N. S., Pinheiro, S. C. C., De Oliveira Lima, M., & Amado, L. L. (2016). Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. *Ecological Indicators*, 66, 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.033>
- Cowell, B. C., Dawes, C. J., Gardiner, W. E., & Sceda, S. M. (1987). The influence of whole lake aeration on the limnology of a hypereutrophic lake in central Florida. *Hydrobiologia*, 148(1), 3–24. <https://doi.org/10.1007/BF00018162>
- Dall, P. C. (1995). Commonly used methods for assessment of water quality. En M. Toman & F. Steinman (Eds.), *Biological Assessment of stream water quality* (pp. 49–70). University of Ljubljana.
- Dayioğlu, M. A. (2022). Experimental study on design and operational performance of solar-powered venturi aeration system developed for aquaculture – A semi-floating prototype. *Aquacultural Engineering*, 98(102255). <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2022.102255>
- De León, C. P., Sommer, I., Cram, S., Murguía, F., Hernandez, M., & Vanegas, C. (2010). Metal uptake in a peri-urban *Lactuca sativa* cultivated area. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 45(1), 111–120. <https://doi.org/10.1080/10934520903389275>

- Dorche, E. E., Shahraki, M. Z., Farhadian, O., & Keivany, Y. (2018). Seasonal variations of plankton structure as bioindicators in Zayandehrud Dam Lake, Iran. *Limnological Review*, *18*(4), 157–165. <https://doi.org/10.2478/limre-2018-0017>
- Duggan, I. C., Green, J. D., & Shiel, R. J. (2001). Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. *Hydrobiologia*, *446/447*, 155–164. <https://doi.org/10.1023/A:1017503407240>
- Durham, B. W., Porter, L., Webb, A., & Thomas, J. (2016). Seasonal influence of environmental variables and artificial aeration on *Escherichia coli* in small urban lakes. *Journal of Water and Health*, *14*(6), 929–941. <https://doi.org/10.2166/wh.2016.020>
- Ebele, A. J., Oluseyi, T., Drage, D. S., Harrad, S., & Abou-Elwafa Abdallah, M. (2020). Occurrence, seasonal variation and human exposure to pharmaceuticals and personal care products in surface water, groundwater and drinking water in Lagos State, Nigeria. *Emerging Contaminants*, *6*, 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.02.004>
- Ejsmont-Karabin, J. (2012). The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, *60*, 339–350. <https://www.researchgate.net/publication/279892291>
- Elías, M., Suárez, E., Gutiérrez, M. A., Silva, M., Granados, J. G., & Garfias, T. (2008). *Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México. Guía ilustrada*. UNAM, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. ECOSUR. CONABIO.
- Enríquez García, C., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2009). Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalín, Xochimilco (Mexico City, Mexico). *Limnologia*, *39*(4), 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.010>
- Eramma, N., Lalita, H., Satishgouda, S., Jyothi, S., Venkatesh, C., & Patil, J. (2023). Zooplankton Productivity Evaluation of Lentic and Lotic Ecosystem. En C. Massarelli & C. Campanale (Eds.), *Limnology - The Importance of Monitoring and Correlations of Lentic and Lotic Waters* (Vol. 2, pp. 3–15). IntechOpen.
- Fast, A. W., Moss, B., & Wetzel, R. G. (1973). Effects of artificial aeration on the chemistry and algae of two Michigan Lakes. *Water Resources Research*, *9*(3), 624–647. <https://doi.org/10.1029/WR009i003p00624>
- Figueroa, F., Puente-Urbe, M. B., Arteaga-Ledesma, D., Espinosa-García, A. C., Tapia-Palacios, M. A., Silva-Magaña, M. A., Mazari-Hiriart, M., Arroyo-Lambaer, D., Revollo-Fernández, D., Sumano, C., Rivas, M. I., Jiménez-Serna, A., Covarrubias, M., & Zambrano, L. (2022). Integrating Agroecological Food Production, Ecological Restoration, Peasants' Wellbeing, and Agri-Food Biocultural Heritage in Xochimilco, Mexico City. *Sustainability (Switzerland)*, *14*(15), 9641. <https://doi.org/10.3390/su14159641>
- Gannon, J. E., & Stemberger, R. S. (1978). Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, *97*(1), 16–35. <https://doi.org/10.2307/3225681>

- Gayosso-Morales, M. A., Nandini, S., Martínez-Jeronimo, F. F., & Sarma, S. S. S. (2017). Effect of organic and inorganic turbidity on the zooplankton community structure of a shallow waterbody in Central Mexico (Lake Xochimilco, Mexico). *Journal of Environmental Biology*, 38(6), 1183–1196. [https://doi.org/10.22438/jeb/38/6\(SI\)/03](https://doi.org/10.22438/jeb/38/6(SI)/03)
- Gazonato Neto, A. J., Silva, L. C. da, Saggio, A. A., & Rocha, O. (2014). Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*, 14(4), e20140018. <https://doi.org/10.1590/1676-06032014001814>
- Gharakhani Siraki, A., & Pillay, P. (2012). Study of optimum tilt angles for solar panels in different latitudes for urban applications. *Solar Energy*, 86(6), 1920–1928. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2012.02.030>
- Gobierno del Distrito Federal. (2006, enero 11). Acuerdo por el que se aprueba el programa de manejo del área natural protegida con carácter de zona de conservación ecológica “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”. *Gaceta Oficial del Distrito Federal*, 1–41.
- González, E. J., Ortaz, M., Matos, M. L., Mendoza, J., Peñaherrera, C., & Carrillo, V. (2002). Zooplankton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos. *Interciencia*, 27(10), 551–558.
- Gopinath, K., Seshachalam, S., Neelavannan, & K., Anburaj, V., Rachel, M., Ravi, S., Bharath, M., & Achyuthan, H. (2020). Quantification of microplastic in Red Hills Lake of Chennai city, Tamil Nadu, India. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 33297–33306. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09622-2/Published>
- Hanotu, J. O., Bandulasena, H., & Zimmerman, W. B. (2017). Aerator design for microbubble generation. *Chemical Engineering Research and Design*, 123, 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2017.01.034>
- Hanson, D., & Austin, D. (2012). Multiyear destratification study of an urban, temperate climate, eutrophic lake. *Lake and Reservoir Management*, 28(2), 107–119. <https://doi.org/10.1080/07438141.2012.671229>
- Henny, C., Kurniawan, R., & Akhdiana, I. (2019). Floating treatment wetlands and submerged vegetation for water quality improvement of an urban lake in megacity Jakarta, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 308(1), 012005. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/308/1/012005>
- Holmroos, H., Horppila, J., Laakso, S., Niemistö, J., & Hietanen, S. (2016). Aeration-Induced Changes in Temperature and Nitrogen Dynamics in a Dimictic Lake. *Journal of Environmental Quality*, 45(4), 1359–1366. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.09.0455>
- Howarth, R. (2009). Nitrogen. En G. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 57–64). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00098-3>
- Hulyal, S. B., & Kaliwal, B. B. (2008). Water quality assessment of Almatti Reservoir of Bijapur (Karnataka State, India) with special reference to zooplankton. *Environmental Monitoring and Assessment*, 139, 299–306. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9835-7>

- Ibarra, A. A., Zambrano, L., Valiente, E. L., & Ramos-Bueno, A. (2013). Enhancing the potential value of environmental services in urban wetlands: An agro-ecosystem approach. *Cities*, *31*, 438–443. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2012.08.002>
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. (2000). *Cuaderno estadístico delegacional: Xochimilco* (1a ed.). INEGI.
- Jamnongwong, M., Charoenpittaya, T., Hongprasith, N., Imai, T., & Painmanakul, P. (2016). Study of liquid film forming apparatus (LFFA) mechanisms in terms of oxygen transfer and bubble hydrodynamic parameters. *Engineering Journal*, *20*(3), 77–90. <https://doi.org/10.4186/ej.2016.20.3.77>
- Jayanthi, M., Balasubramaniam, A. A. K., Suryaprakash, S., Veerapandian, N., Ravisankar, T., & Vijayan, K. K. (2021). Assessment of standard aeration efficiency of different aerators and its relation to the overall economics in shrimp culture. *Aquacultural Engineering*, *92*, 102142. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2020.102142>
- Jiménez, J., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2018). Diversity of Rotifera (Monogononta) and Egg Ratio of Selected Taxa in the Canals of Xochimilco (Mexico City). *Wetlands*, *38*(5), 1033–1044. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1063-0>
- Jónasson, P. (2004). Benthic Invertebrates. En P. O’Sullivan & C. Reynolds (Eds.), *The Lakes Handbook* (Vol. 1, pp. 341–408). Blackwell Publishing.
- Jonnalagadda, S. B., & Mhere, G. (2001). Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. *Wat. Res*, *35*(10), 2371–2376.
- Kaberline, J., Kadonsky, K., & Rohrbacher, J. (2017). Liquid Stream Fundamentals: Aeration Design. En *WEF Municipal Resource Recovery Design Committee* (pp. 1–6). Water Environment Federation.
- Karpowicz, M., Ejsmont-Karabin, J., Kozłowska, J., Feniova, I., & Dzialowski, A. R. (2020). Zooplankton community responses to oxygen stress. *Water*, *12*(3), 706. <https://doi.org/10.3390/w12030706>
- Kortmann, R. W., Knoecklein, G. W., & Bonnell, C. H. (1994). Aeration of Stratified Lakes: Theory and Practice. *Lake and Reservoir Management*, *8*(2), 99–120. <https://doi.org/10.1080/07438149409354463>
- Koste, W. (1978). *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. Vol. 1, Textband Vol. 2, Tafelband* (Vol. 1). Gebrüder Borntraeger.
- Kour, S., Slathia, D., Sharma, N., Kour, S., & Verma, R. (2022). Zooplankton as Bioindicators of Trophic Status of a Lentic Water Source, Jammu (J&K) with Remarks on First Reports. *Proceedings of the National Academy of Sciences India Section B - Biological Sciences*, *92*(2), 393–404. <https://doi.org/10.1007/s40011-022-01349-z>
- Lampert, W. (1997). Zooplankton research: the contribution of limnology to general ecological paradigms. *Aquatic Ecology*, *31*(1), 19–27. <https://doi.org/10.1023/A:1009943402621>

- Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams* (2a ed.). Oxford University Press.
- Langer, S., Jan, N., & Bakhtiyar, Y. (2007). Effect of some abiotic factors on zooplankton productivity in a subtropical pond in Jammu, India. *Current World Environment*, 2(1), 27–34. <https://www.researchgate.net/publication/267630264>
- Libes, S. (2009). The Importance of Oxygen. En S. Libes (Ed.), *Introduction to Marine Biogeochemistry* (2a ed., pp. 171–189). Academic Press.
- Lochmatter, S., Maillard, J., & Holliger, C. (2014). Nitrogen Removal over Nitrite by Aeration Control in Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactors. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(7), 6955–6978. <https://doi.org/10.3390/ijerph110706955>
- Ma, S. xin, Qiao, Y. min, Tang, M. yao, & Yang, H. yun. (2019). Heavy metal pollution and potential ecological risk assessment in surface sediments from lakes located in guangzhou city. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 35(5), 600–607. <https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0046>
- Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A. C., Espindola, E. L. G., Tundisi, J. G., & Rocha, O. (1990). Predation on Ceriodaphnia cornuta and Brachionus calyciflorus by two Mesocyclops species coexisting in Barra Bonita reservoir (SP, Brazil). *Hydrobiologia*, 198(1), 141–151. <https://doi.org/10.1007/BF00048631>
- Mazari-Hiriart, M., Ponce-de-León, S., López-Vidal, Y., Islas-Macías, P., Amieva-Fernández, R. I., & Quiñones-Falconi, F. (2008). Microbiological implications of periurban agriculture and water reuse in Mexico City. *PLoS ONE*, 3(5), e2305. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002305>
- Mercado-Borrayo, B. M., Cram Heydrich, S., Rosas Pérez, I., Hernández Quiroz, M., & Ponce De León Hill, C. (2015). Organophosphorus and Organochlorine Pesticides Bioaccumulation by Eichhornia crassipes in Irrigation Canals in an Urban Agricultural System. *International Journal of Phytoremediation*, 17(7), 701–708. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.964841>
- Meshram, W. (2014). Seasonal Diversity of Copepods in Relation with Physico-Chemical Status of Devtaki Pond, Distt. Gondia, Gondia (M.S.), India. *Int. J. of Life Sciences, Special Issue A2*, 147–149.
- Min, C., Johansson, L. S., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Chen, F., Sh, T., & Jeppesen, E. (2021). Copepods as environmental indicator in lakes: special focus on changes in the proportion of calanoids along nutrient and pH gradients. *Aquatic Ecology*, 55(4), 1241–1252. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09877-y>
- Moosmann, L., Gächter, R., Müller, B., & Wüest, A. (2006). Is phosphorus retention in autochthonous lake sediments controlled by oxygen or phosphorus? *Limnology and Oceanography*, 51, 763–771. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0763

- Moreno-Vivián, C., & Flores, E. (2007). Nitrate Assimilation in Bacteria. En H. Bothe, S. Ferguson, & W. Newton (Eds.), *Biology of the Nitrogen Cycle* (pp. 263–282). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-044452857-5.50018-7>
- Mortimer, C. H. (1941). The Exchange of Dissolved Substances Between Mud and Water in Lakes. *The Journal of Ecology*, 29(2), 280. <https://doi.org/10.2307/2256395>
- Nandini, S., Enríquez-García, C., & Sarma, S. S. S. (2007). A laboratory study on the demography and competition of three species of littoral cladocerans from Lake Huetzalin, Xochimilco, Mexico. *Aquatic Ecology*, 41(4), 547–556. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9116-0>
- Nandini, S., Ramírez García, P., & Sarma, S. S. S. (2016). Water quality indicators in Lake Xochimilco, Mexico: Zooplankton and *Vibrio cholerae*. *Journal of Limnology*, 75(1), 91–100. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2015.1213>
- Nandini, S., Ramírez-García, P., & Sarma, S. S. S. (2005). Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(2), 287–294. <https://doi.org/10.1080/02705060.2005.9664968>
- O’Sullivan, P., & Reynolds, C. (2004). *The Lakes Handbook* (1a ed., Vol. 1). Blackwell Publishing.
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2009). Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1(1), 27–37. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>
- Pajares, S., & Ramos, R. (2019). Processes and Microorganisms Involved in the Marine Nitrogen Cycle: Knowledge and Gaps. *Frontiers in Marine Science*, 6, 739. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00739>
- Perbiche Neves, G., Fileto, C., Laco Portinho, J., Troguer, A., & Serafim Junior, M. (2013). Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(1), 138–149. <https://doi.org/10.3856/vol41-issue1-fulltext-11>
- Perbiche-Neves, G., Pomari, J., Serafim-Júnior, M., & Nogueira, M. G. (2021). Cyclopoid copepods as indicators of trophic level in South American reservoirs: A new perspective at species level based on a wide spatial-temporal scale. *Ecological Indicators*, 127, 107744. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107744>
- Perbiche-Neves, G., Saito, V. S., Previattelli, D., da Rocha, C. E. F., & Nogueira, M. G. (2016). Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? *Ecological Indicators*, 70, 340–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.028>
- Pérez, P., Alvarado, J., Vázquez, N., Rodríguez, E., Valiente, E., & Díaz, J. (2019). Water quality monitoring in the Xochimilco peri-urban wetland: Experiences engaging in citizen science. *Freshwater Science*, 38(2), 342–351. <https://doi.org/10.1086/703395>

- Pesce, S. F., & Wunderlin, D. A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia river. *Water Research*, 34(11), 2915–2926. www.elsevier.com/locate/watres
- Petiraksakul, A., He, Z., & Meesapya, W. (2003). Oxygen-Transfer Measurement in Clean Water. *The Journal of KMITNB*, 13(1), 14–19.
- Pogozhev, P. I., & Gerasimova, T. N. (2005). The Role of Filtering Zooplankton in De-Eutrophication of Water Bodies. *Water Resources*, 32(3), 337–345. <https://doi.org/10.1007/s11268-005-0043-y>
- Ponce de León-Hill, C., Chaparro-Herrera, D., Hernández-Quiroz, M., Valiente-Riveros, E., Hjort-Colunga, E., & Fuentes-García, R. (2021). Comprehensive health evaluation of an urban wetland using quality indices and decision trees. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(4), 183. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08939-w>
- Reynolds, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>
- Rodrigues, S., Pinto, I., Nogueira, S., & C. Antunes, S. (2023). Perspective Chapter: *Daphnia magna* as a Potential Indicator of Reservoir Water Quality – Current Status and Perspectives Focused in Ecotoxicological Classes Regarding the Risk Prediction. En C. Massarelli & C. Campanale (Eds.), *Limnology. The Importance of Monitoring and Correlations of Lentic and Lotic Waters* (pp. 19–48). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.105768>
- Rogers, D. C., & Thorp, J. H. (2015). Collecting, Preserving, and Culturing Invertebrates. En *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology: Fourth Edition* (Vol. 1, pp. 57–62). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385026-3.00003-6>
- Rybak, M. (1985). Some ecological effects of artificial circulation on the phytoplankton. *Hydrobiologia*, 122(1), 89–96. <https://doi.org/10.1007/BF00018963>
- Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., Vicente, J., Rubio, A., García, M. G., Travieso, L., & Borja, R. (2007). Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators*, 7(2), 315–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>
- Sengupta, S., Medda, C., & Dewanji, A. (2010). The impact of duckweed growth on water quality in sub-tropical ponds. *Environmentalist*, 30(4), 353–360. <https://doi.org/10.1007/s10669-010-9293-6>
- Sharma, K., Kour, S., & Antal, N. (2017). Interactions Among Various Zooplanktonic Groups In A Subtropical Pond Of Jammu Region, J&K, India. *International Journal of Recent Scientific Research*, 8(6), 17737–17741. <https://doi.org/10.24327/ijrsr.2017.0806.0414>
- Sheath, R., & Wehr, J. (2003). Introduction to freshwater algae. En R. Sheath, J. Wehr, & P. Kociolek (Eds.), *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification* (pp. 1–8). Academic Press.

- Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100(1), 169–201. <https://doi.org/10.1007/BF00027429>
- Sousa, W., Attayde, J. L., Rocha, E. D. S., & Eskinazi-Sant'Anna, E. M. (2008). The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, 30(6), 699–708. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbn032>
- Stevenson, R. J. (1996). An Introduction to Algal Ecology in Freshwater Benthic Habitats. En R. J. Stevenson, M. Bothwell, & R. Lowe (Eds.), *Algal Ecology* (pp. 3–30). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012668450-6/50030-8>
- Stumm, W. (2004). Chemical Processes Regulating the Composition of Lake Waters. En P. O'Sullivan & C. Reynolds (Eds.), *The lakes handbook* (Vol. 1, pp. 99–100). Blackwell Science Ltd.
- Tammeorg, O., Nürnberg, G., Niemistö, J., Haldna, M., & Horppila, J. (2020). Internal phosphorus loading due to sediment anoxia in shallow areas: implications for lake aeration treatments. *Aquatic Sciences*, 82(3), 54. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00724-0>
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, D. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse* (4a ed., Vol. 1). McGraw-Hill.
- Thakur, R. K., Jindal, R., Singh, U. B., & Ahluwalia, A. S. (2013). Plankton diversity and water quality assessment of three freshwater lakes of Mandi (Himachal Pradesh, India) with special reference to planktonic indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(10), 8355–8373. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3178-3>
- Therrien, J. D., Vanrolleghem, P. A., & Dorea, C. C. (2019). Characterization of the performance of venturi-based aeration devices for use in wastewater treatment in low-resource settings. *Water SA*, 45(2), 251–258. <https://doi.org/10.4314/wsa.v45i2.12>
- Thorp, J. H. (2015). Functional Relationships of Freshwater Invertebrates. En J. Thorp & C. Rogers (Eds.), *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology* (4a ed., Vol. 1, pp. 65–82). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385026-3.00004-8>
- Thorp, J. H., Covich, A. P., & Dimmick, W. W. (2010). Introduction to Invertebrates of Inland Waters. En J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (3a ed., pp. 1–23). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374855-3.00001-7>
- Toné, A. J. A., Pacheco, C. H. A., & Lima Neto, I. E. (2017). Circulation induced by diffused aeration in a shallow lake. *Water SA*, 43(1), 36–41. <https://doi.org/10.4314/wsa.v43i1.06>
- Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. (2012a). Organisms and communities in inland aquatic ecosystems and estuaries. En *Limnology* (1a ed., pp. 135–194). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11386>
- Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. (2012b). The chemical composition of water. En *Limnology* (1a ed., pp. 101–135). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11386>

- Wen, X. L., Xi, Y. L., Qian, F. P., Zhang, G., & Xiang, X. L. (2011). Comparative analysis of rotifer community structure in five subtropical shallow lakes in East China: Role of physical and chemical conditions. *Hydrobiologia*, 661(1), 303–316. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0539-6>
- Wetzel, R. (2001). *Limnology Lake and River Ecosystems* (3a ed.). Academic Press.
- Wójtowicz, P., & Szlachta, M. (2013). Aeration performance of hydrodynamic flow regulators. *Water Science and Technology*, 67(12), 2692–2698. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.181>
- Yadav, A., Kumar, A., & Sarkar, S. (2021). Determination of Standard Oxygen Transfer Rate in Venturi Aeration System. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 1017(1), 012005. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1017/1/012005>
- Zambrano, L., Rivas, M. I., Uriel, C., Rojas, R., Rubio, M., Mena, H., Vázquez, D. L., & Tovar, A. (2020). Adapting Wetland Restoration Practices in Urban Areas: Perspectives from Xochimilco in Mexico City. *Ecological Restoration*, 38(2), 114–123. <https://doi.org/10.3368/er.38.2.114>

Anexo I



Figura 1. Fotografía del “Cuerpo de agua mayor” conectado a los canales (14/12/2020)



Figura 2. Fotografía del “Canal con aireación” (14/12/2020).



Figura 3. Fotografía del espacio de cultivo entre el “Canal con aireación” y “Canal paralelo” (14/12/2020).

100 Watt Solar Pond Aeration Kit for Small Ponds



Missouri V... Click to expand... ©2018

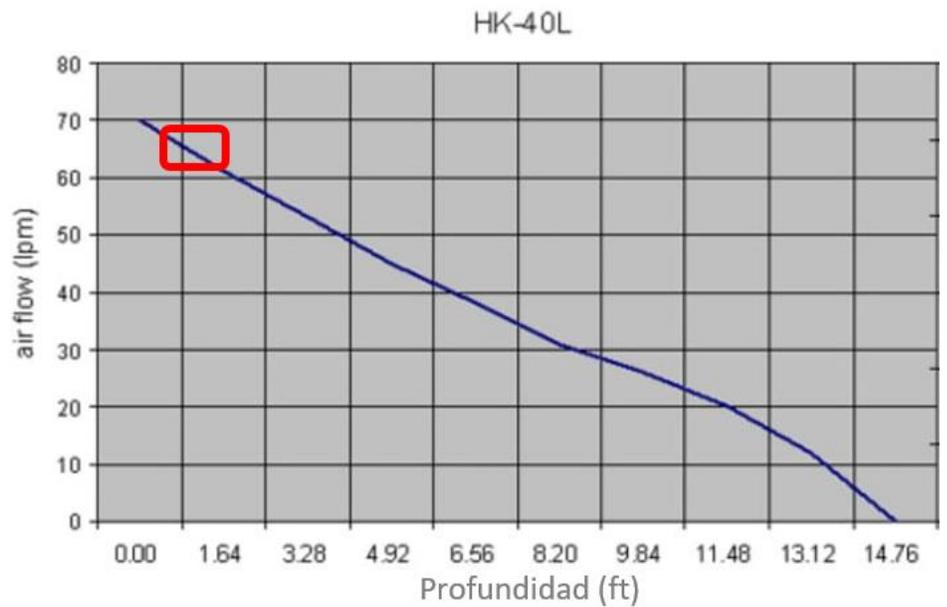


Figura 4. Kit de aireación solar de 100 watts para pequeños estanques, marca MWANDS y curva de rendimiento del compresor de aire Matala HK-40L.



Figura 5. Colocación del panel solar.



Figura 6. Colocación de la caja protectora del compresor de aire



Figura 7. Esquema del acomodo de los anillos difusores para la prueba de SOTR.



Figura 8. Foto en la que se puede observar a los costados los recipientes sobre los que se trabajó para obtener el valor del SOTR.

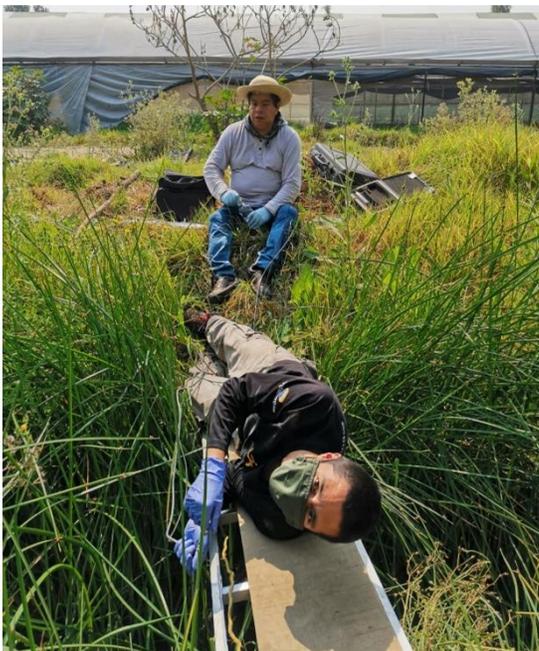


Figura 9. Medición de parámetros FQ con sonda a la mitad del cana, y, muestreo de agua con botella van Dorn



Figura 10. Canal con aireación: superior, 23/11/21; en medio, 13/01/22; inferior, 16/02/22

Tabla 1. Parámetros iniciales del agua desionizada y del agua del canal (Prueba de SOTR) medidos con equipo multiparámetros HANNA- HI9828 y los minutos requeridos para llegar a dos porcentajes de saturación de OD.

Características iniciales	Agua desionizada	Agua canal
Presión (atm)	0.77	0.77
Temperatura (°C)	23	13.5
Conductividad (μS/cm)	170.5	3582
Valor de saturación OD (mg/L)	6.53	7.9
Tiempo para llegar al 70% de saturación de OD (min)	14	16
Tiempo para llegar al 90% de saturación de OD (min)	23	30

Resultados experimento prospectivo

Tabla 2. Promedios (desviación estándar[±]) de profundidad, transparencia y turbidez del experimento prospectivo; n=número de muestras.

Parámetros	N-2m	N-0.5m	PM	S-0.5m	S-2m	C1
Profundidad (cm) [n=16]	62 (4)	60 (3.7)	45 (12)	56 (3.4)	54 (4.5)	51 (3.3)
Transparencia (cm) [n=16]	33 (8.7)	35 (8.2)	31.5 (7.2)	30 (8.8)	28.6 (5.4)	33 (9.9)
Turbidez (NTU) [n=4]	49.5 (34)	38 (12.3)	30 (20.6)	38 (20.6)	25.7 (5.7)	44.5 (37.6)

Tabla 3. Promedios (desviación estándar[±]) de pH, conductividad y temperatura del experimento prospectivo; n=número de muestras.

Sitio	pH [n=16]		Conductividad (μS/cm) [n=16]		Temperatura(°C) [n=7]	
	Superficial	Epibentónica	Superficial	Epibentónica	Superficial	Epibentónica
N-2m	8.1 (0.3)	7.8 (0.2)	2742 (113)	2812 (72)	18.5 (1.6)	17.4 (0.6)
N-0.5m	8 (0.3)	7.9 (0.3)	2780 (74)	2802 (74)	17.7 (0.7)	17.3 (0.6)
PM	8.1 (0.4)	8 (0.3)	2740 (78)	2780 (79)	18 (0.9)	17.5 (0.6)
S-0.5m	7.9 (0.3)	7.8 (0.2)	2771 (76)	2769 (85)	17.4 (0.7)	17.3 (0.6)
S-2m	8 (0.4)	7.8 (0.3)	2744 (69)	2772 (65)	17.3 (0.6)	17.2 (0.6)
C1	8.1 (0.4)	7.9 (0.3)	2729 (103)	2785 (129)	20 (2)	17.8 (0.8)

Tabla 4. Valores del WQI de los parámetros registrados a profundidad superficial y epibentónica, del experimento prospectivo

WQI	S 2m	S 0.5m	PM	N 0.5m	N 2m	C1
Superficial	33	29.5	32	31.5	30.5	31.5
Epibentónico	32.5	29.5	32.5	31.5	30.5	29.5

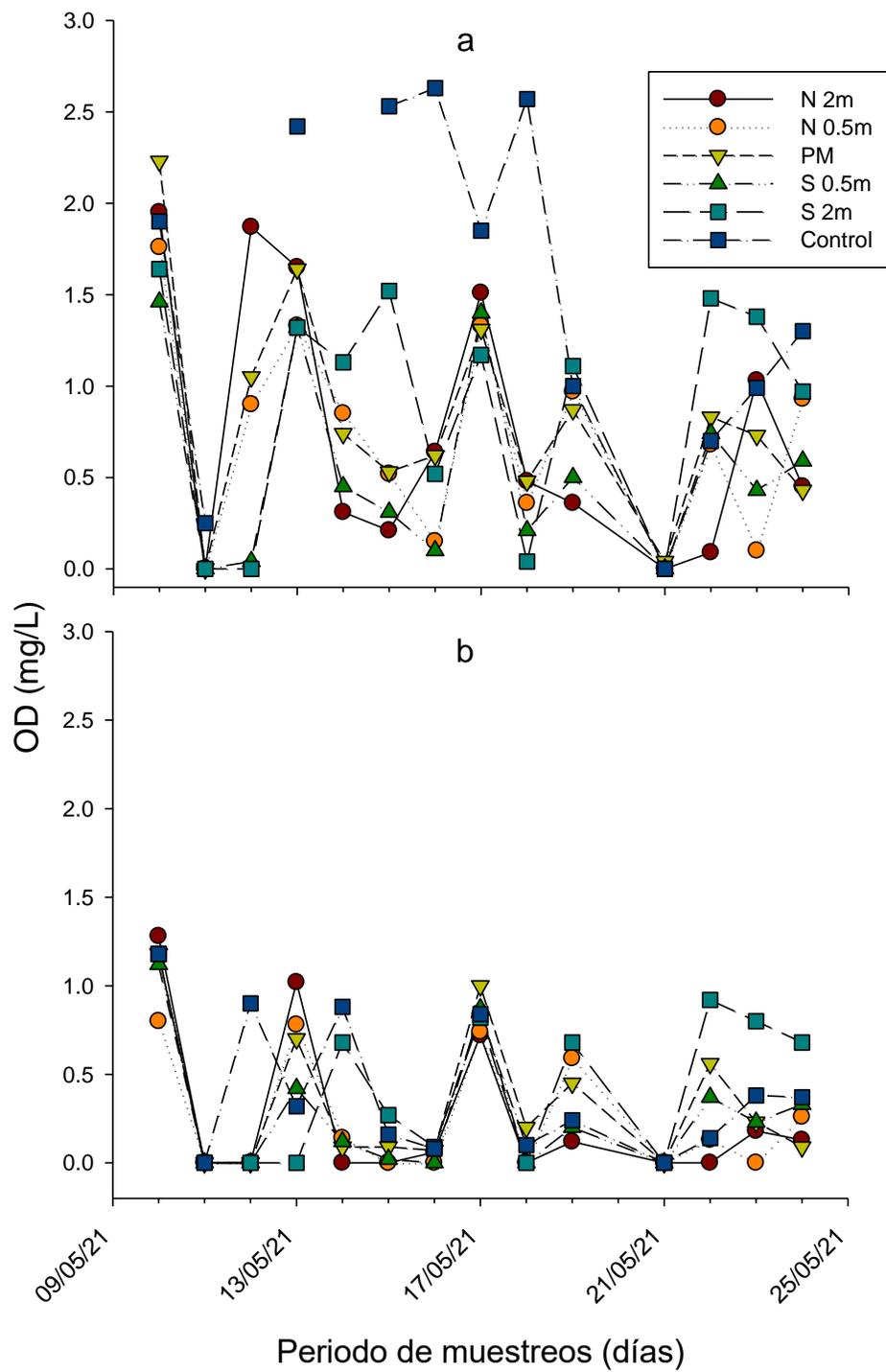


Figura 11. Concentraciones de OD a) superficial y b) epibentónico registradas durante el experimento prospectivo

Tabla 5. Especies del zooplancton y abundancias en cada punto durante el experimento prospectivo (mayo de 2021). ND =No detectado.

Grupos y especies del zooplancton	Abundancia (ind/ml)				
	N 2m	N 0.5m	PM	S 0.5m	S 2 m
Rotifera					
<i>Anuraeopsis fissa</i>	7	2	1	1	ND
<i>Asplanchna</i> sp.	5	4	1	6	2
<i>Bdelloideo</i>	2	1	ND	1	ND
<i>B. angularis</i>	1	ND	1	3	ND
<i>Brachionus calyciflorus</i>	6	8	5	20	4
<i>Brachionus havanaensis</i>	ND	3	1	2	ND
<i>Brachionus rubens</i>	2	2	4	11	2
<i>Filinia longiseta</i>	1	3	1	1	1
<i>Keratella cochlearis</i>	ND	ND	1	ND	2
<i>Lecane bulla</i>	ND	1	2	3	1
<i>Lecane inermis</i>	ND	1	ND	ND	ND
<i>Lecane luna</i>	1	2	1	1	ND
<i>Lepadella patella</i>	ND	ND	8	4	1
<i>Platyias quadricornis</i>	ND	ND	ND	2	ND
<i>Polyarthra vulgaris</i>	ND	ND	ND	1	ND
Cladocera					
<i>Alona glabra</i>	9	5	1	5	3
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	9	4	4	1	3
<i>Moina macrocopa</i>	1	1	1	ND	2
<i>Pleuroxus</i> sp.	7	11	8	5	3
<i>Simocephalus vetulus</i>	8	1	3	4	5
Copepoda					
Cyclopoideo	4	8	18	4	6
nauplio copepodo	11	10	26	7	14
calanoideo	2	1	0	1	ND
Ostracoda					
<i>Heterocypris incongruens</i>	2	14	1	9	1

Tabla 6. Valores del índice de Shannon-Wiener del experimento prospectivo

Índice de Shannon-Wiener (H')		
Sitio	Pre-aireación*	Mayo
N 2m	1.48	1.66
N 0.5m	1.48	1.96
PM	0.79	1.55
S 0.5m	1.5	1.57
S 2m	1.5	1.67
C1	-	1.05

*Cuando se hicieron los muestreos de "Pre-aireación" aún no se definían las distancias a las que se medirían los parámetros y tomarían las muestras, por lo que solamente se muestreó un punto al norte, uno en medio y otro al sur (por eso los puntos N 2m/N 0.5m y S 0.5m/S 2m tienen los mismos valores de H'), tampoco se había definido el punto control.

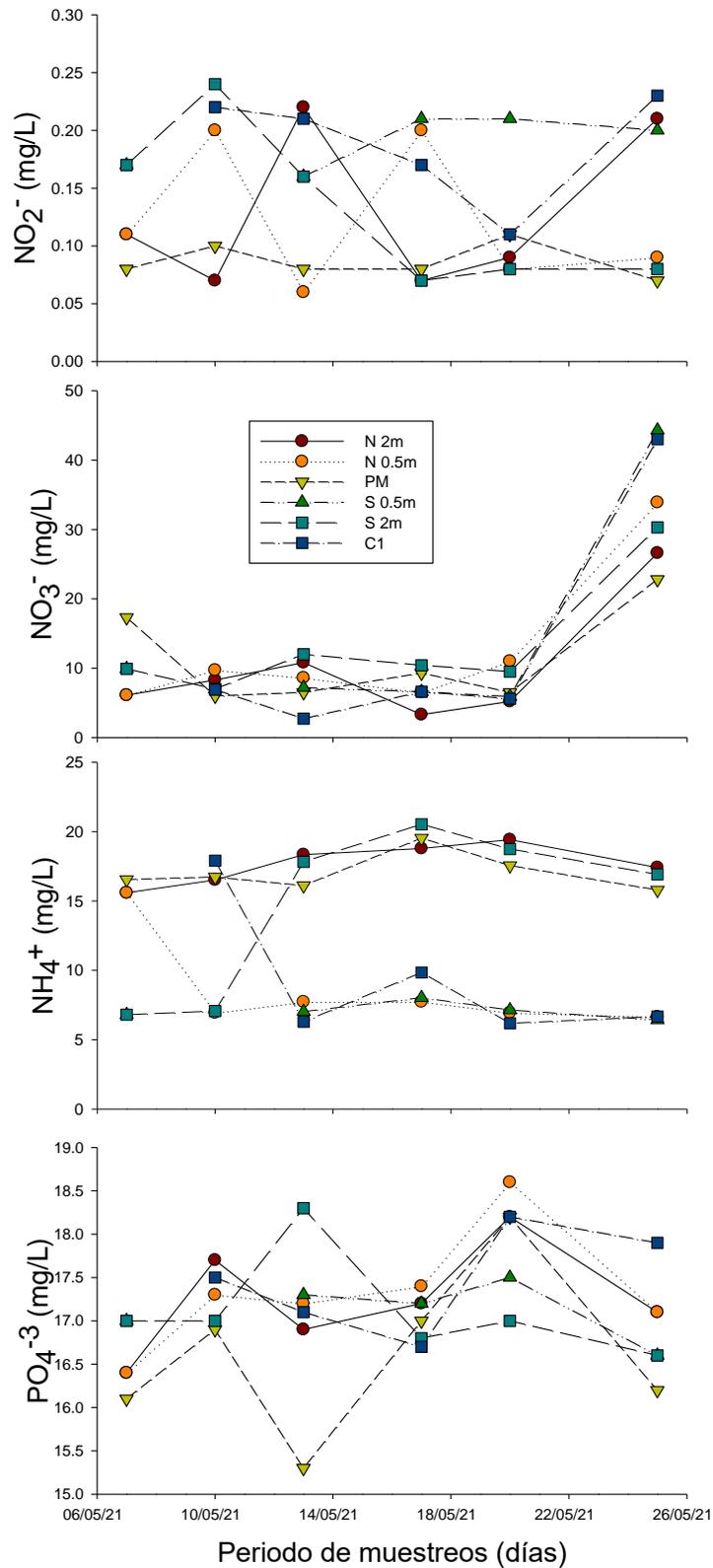


Figura 12. Concentraciones de nitritos, nitratos, amonio y fosfatos del experimento prospectivo.

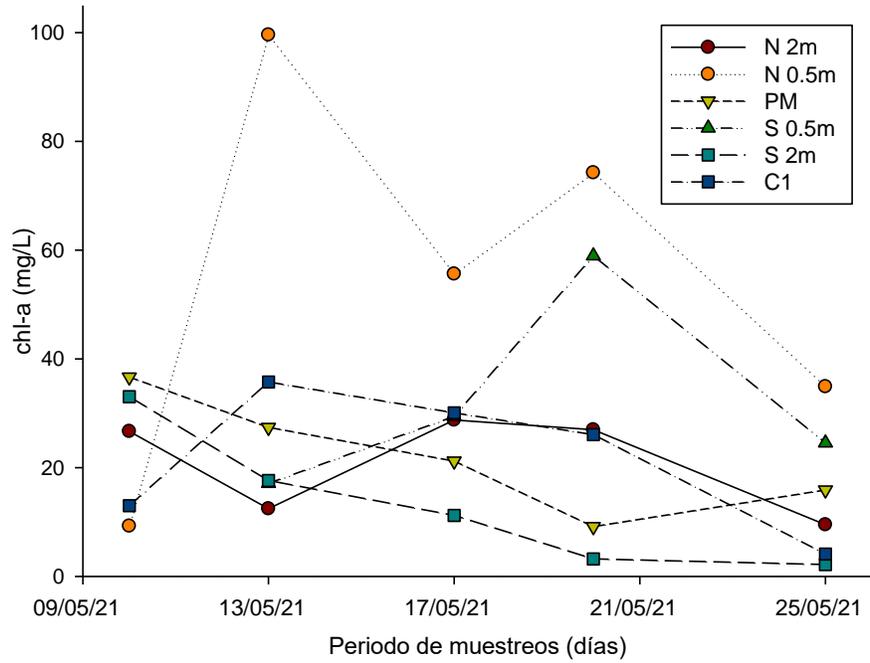


Figura 13. Concentraciones de chl-a del experimento prospectivo.

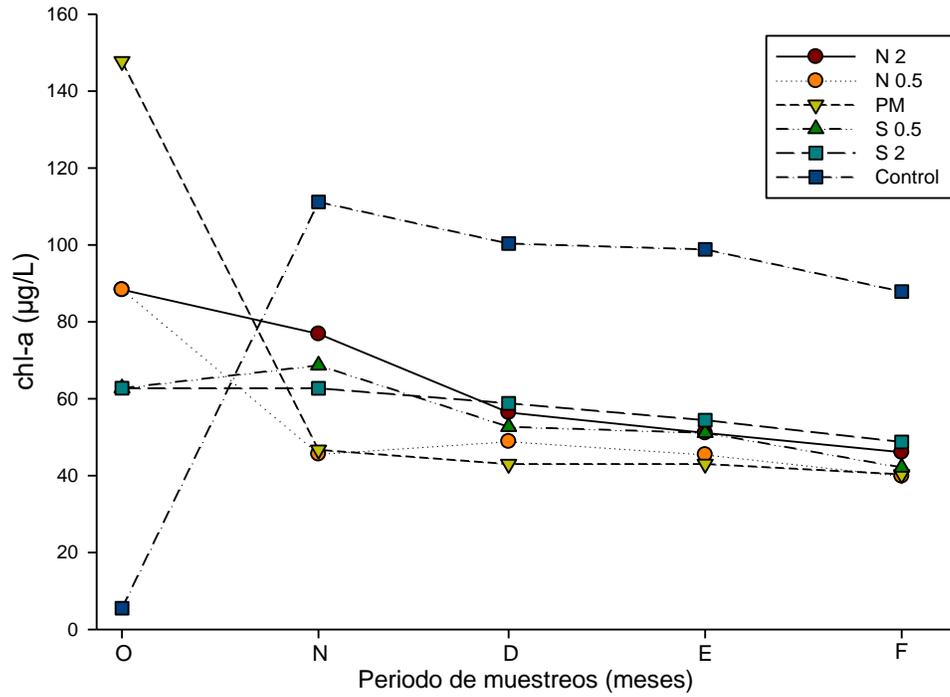


Figura 14. Concentraciones mensuales de chl-a del experimento en temporada de secas frías.

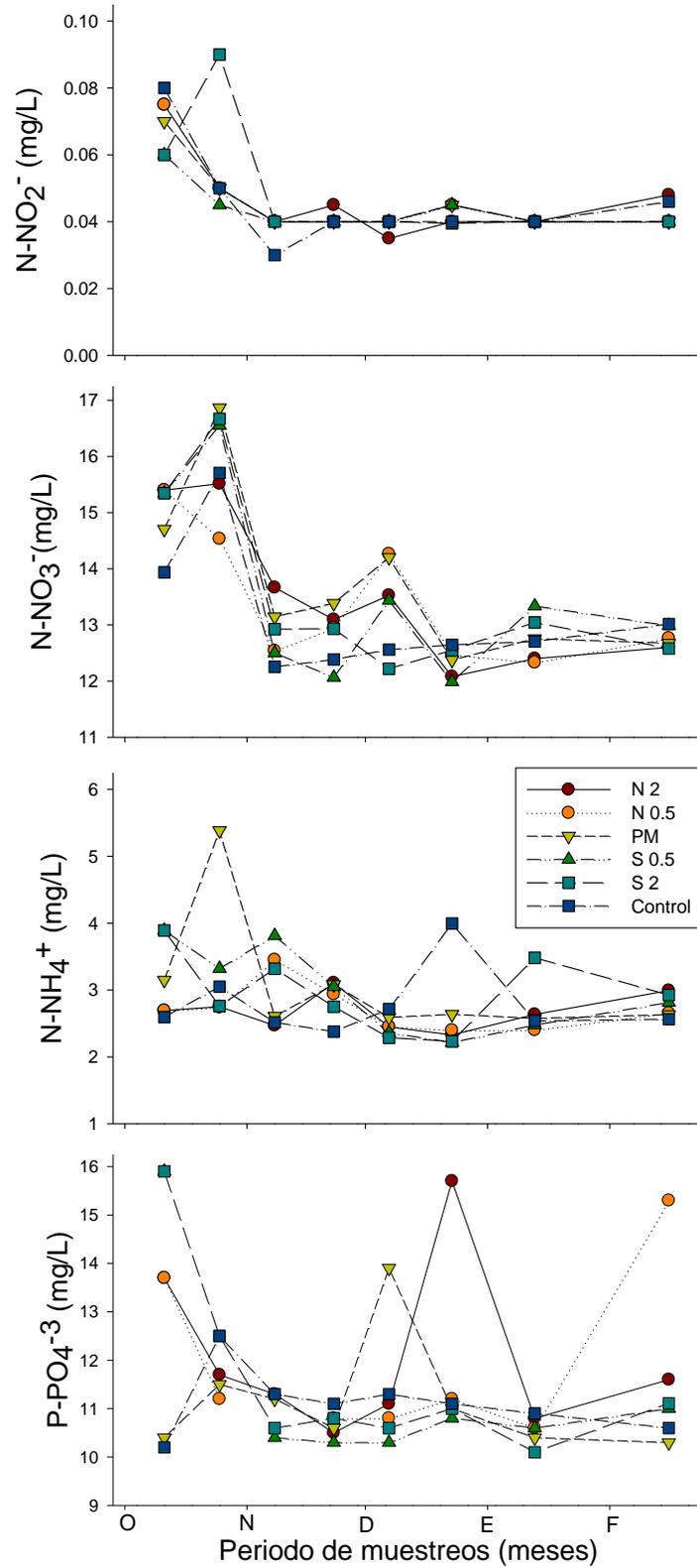


Figura 15. Concentraciones mensuales (oct. 21- feb. 22) de especies del nitrógeno y fosfatos durante la temporada de secas frías.

Tabla 7. Riqueza de especies de rotíferos y cladóceros detectados durante el experimento en temporada de secas frías.

Riqueza de especies
Rotifera
Familia: Brachionidae
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)
<i>B. havanaensis</i> (Rousselet, 1911)
<i>B. rubens</i> (Ehrenberg, 1838)
<i>P. quadricornis</i> (Ehrenberg, 1823)
Familia: Lecanidae
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1851)
<i>L. luna</i> (Müller, 1776)
Familia: Lepadellidae
<i>L. patella</i> (Müller, 1773)
Familia: Synchaetidae
<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)
Familia: Filinidae
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)
Cladocera
Familia: Chydoridae
<u>Subfamilia:</u>
• Chydorinae
<i>Pleuroxus</i> sp.
• Aloninae
<i>Alona glabra</i> (Sars, 1901)
Familia: Daphniidae
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (Richard 1894)
<i>Simocephalus vetulus</i> (Müller, 1776)

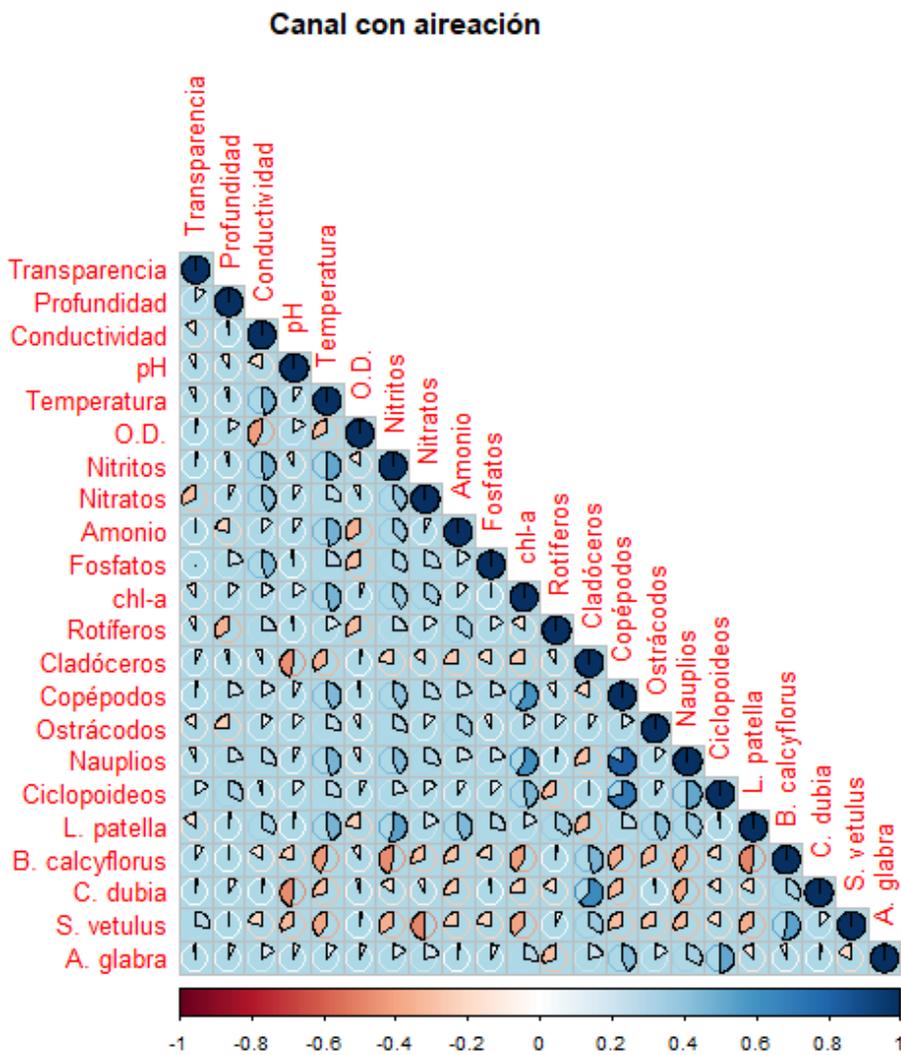


Figura 16. Matriz de correlación de Kendall de los parámetros FQ, nutrientes, así como la abundancia de los grupos del zooplancton y las abundancias de algunas especies del zooplancton (nauplios, ciclopoideos, *B. calyciflorus*, *L. patella*, *C. dubia*, *S. vetulus* y *A. glabra*) del canal con aireación durante el experimento en temporada de secas frías.

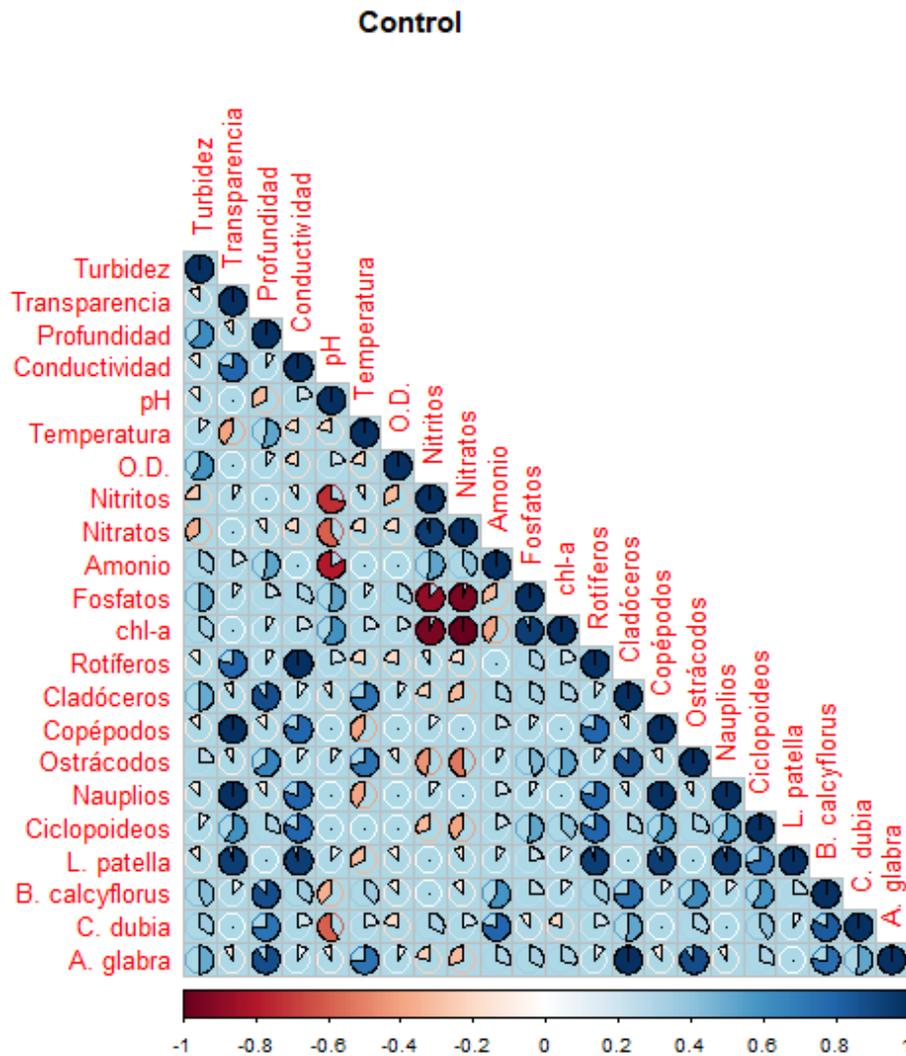


Figura 17. Matriz de correlación de Kendall de los parámetros FQ, nutrientes, así como la abundancia de los grupos del zooplancton y las abundancias de algunas especies del zooplancton (nauplios, ciclopoideos, *B. calyciflorus*, *L. patella*, *C. dubia* y *A. glabra*) del Control durante el experimento en temporada de secas frías.

Tabla 8. Cargas a los factores del análisis de PCA's para las variables FQ, nutrientes y de especies del zooplancton. (datos en rojo=significativos)

	Factores sin sitio Control		Factores con sitio Control	
	Factor 1	Factor 2	Factor 1	Factor 2
Transparencia	0.222443	-0.335073	0.000517	0.027182
Profundidad	-0.088576	-0.648811	0.022537	0.057447
Conductividad	-0.656563	-0.371550	0.008217	0.174789
pH	-0.117211	0.620348	0.041634	0.028975
Temperatura	-0.904127	0.088727	0.113494	0.024495
OD	0.454413	-0.079788	0.000314	0.092401
NO ₂ ⁻	-0.841699	-0.258511	0.025755	0.114040
NO ₃ ⁻	-0.821095	-0.202600	0.018208	0.188422
NH ₄ ⁺	0.222443	-0.335073	0.012506	0.051591
PO ₄ ⁻³	-0.568981	-0.211425	0.006427	0.128817
Clorfila a	-0.695138	-0.015027	0.080964	0.000063
Nauplios	-0.796659	-0.284407	0.131945	0.003907
Ciclopoideos	-0.457112	-0.402850	0.103554	0.048899
<i>L. patella</i>	-0.719815	0.265187	0.112234	0.020405
<i>B. calyciflorus</i>	0.711751	-0.332754	0.126270	0.000228
<i>C. dubia</i>	0.460536	-0.460472	0.087214	0.008770
<i>S. vetulus</i>	0.688048	-0.235816	0.006136	0.016953

Anexo II

1. Obtención de muestras para nutrientes (NO_2^- , NO_3^- y NH_4^+ , y PO_4^{3-})

Las muestras para el análisis químico se recolectan con jeringas de 20 ml, y son inyectadas, pasando por un filtro de membrana de nitrocelulosa con 0.45 μM de apertura (HAWP02500- Milipore) en tubos vacutainer (nitrógeno) y tubos falcon (fosfatos); estas se transportan en una hielera y se refrigeran hasta su posterior análisis manteniendo una temperatura de -4°C .

2. Determinación de nitritos presentes (NO_2^-) por diazotación.

En la determinación de nitritos presentes (NO_2^-) por el método de diazotación el nitrito reacciona con la sulfanilamida formando una sal de diazonio que reacciona con el clorhidrato de N-1- naftil para formar el azo que se puede medir en un espectrofotómetro (Ramírez-Romero et al., 2008)

Equipo y material

Todo el material utilizado debe ser lavado previamente en agua destilada, desionizada, reposado en ácido clorhídrico al 10% y enjuagado con agua desionizada.

4 matraces volumétricos de 25 ml	Espátula
2 matraces volumétricos de 10 ml	Celdas de espectrofotómetro
3 vasos de precipitado de 50ml	Espectrofotómetro
Pipetas Pasteur	Vórtex
Tubos de ensayo de plástico o vidrio	Balanza analítica

Soluciones

HCl al 10%: Tomar 6.8 ml de HCl al 38 % (concentrado) y aforar a 25 ml con agua desionizada

Sulfanilamida: Pesar 0.1 g de sulfanilamida, disolver en 5 ml de HCl al 10% y aforarlo a 10 ml con HCl al 10%

N-1- naftil 0.1 %: Pesar 0.1015 g de dicloritrato de N-1- naftil en 5 ml de agua desionizada y aforar a 10 ml. Tomar 2.5 ml de la solución anterior y aforar a 25 ml.

Solución Madre- 100 mg N- NO_2^- /L: Pesar 0.01254 g de Nitrito de sodio previamente deshidratado en el horno y disolver en 20 ml de agua desionizada y aforar a 25 ml.

Solución Hija – 1 mg N- NO_2^- /L: Tomar 250 μl de la solución madre y aforar a 25 ml con agua desionizada

NOTA: Las soluciones madre e hija solo son estables por 24 horas.

Curva patrón

De la solución hija adicionar los siguientes volúmenes en los tubos de ensaye previamente etiquetados para la curva patrón:

N-NO ₂ (mg/L)	0	0.03	0.05	0.10	0.15	0.20	0.30	0.50
Sol. Hija	0	0.15	0.25	0.50	0.75	1.00	1.5	2.5
Agua desionizada	5	4.85	4.75	4.50	4.25	4.00	3.5	2.5

Preparación de las muestras

En los tubos etiquetados por duplicado para la lectura de la curva y las muestras de agua adicionar los siguientes volúmenes:

- 5 ml de muestra o curva
- 100 µl de sulfanilamida
Mezclar y esperar 5 minutos
- 100 µl de N-1- naftil 0.1 %
Mezclar y esperar 5 minutos

Medición de las muestras

Configurar el espectrofotómetro

Colocar 3 ml de la mezcla en las celdas del espectrofotómetro y leer a 543 nm.

Referencias

Ramirez-Romero, P. y A Mendoza-Cantú (2008). Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México. SEMARNAT. México. 414pp.

3. Determinación de nitratos (NO_3^-) presentes por la nitratación del ácido salicílico en presencia de ácido sulfúrico.

Equipo y material

Todo el material utilizado debe ser lavado previamente en agua destilada, desionizada, reposado en ácido clorhídrico al 10% y enjuagado con agua desionizada. 1 matraz volumétricos de 25 ml

- 1 matraz volumétrico de 1L
- 1 matraz volumétricos de 100 ml
- 1 vaso de 500 ml
- 2 vasos de 50 ml
- Pipetas Pasteur
- Tubos de ensaye de vidrio
- Espátula
- Celdas de espectrofotómetro
- Espectrofotómetro
- Vortex
- Balanza analítica

Soluciones

Ácido Salicílico al 5% (p/v): Disolver 1. 25 g en 10 ml de ácido sulfúrico concentrado y aforar a 25 ml con ácido sulfúrico.

NOTA: Esta solución se prepara de 24 a 48 horas antes de su uso y solo el volumen necesario para las muestras problema y la curva patrón pues de lo contrario se observa un decaimiento en el rango de sensibilidad y operación lineal.

Hidróxido de sodio (NaOH) 4N. Pesar 160 g de NaOH y disolver en 90 ml de agua desionizada y aforar a 1 L de agua desionizada. La solución estable por meses.

Solución estándar – 100 mg N- NO_3 /L: Pesar 0.0721 g de Nitrato de potasio (KNO_3) o 0.06068 g de Nitrato de sodio (NaNO_3) previamente deshidratado en el horno a 105 °C, disolver en 50 ml de agua desionizada y aforar a 100 ml. Refrigerar y es estable durante la práctica.

Curva patrón

De la solución estándar adicionar los siguientes volúmenes en los tubos de ensaye previamente etiquetados para la curva patrón:

N- NO_3 (mg/L)	0	50	30	20	10	5	2.5
Sol. estándar	0	2.50	1.50	1.00	0.50	De la de 30 tomar 0.83 ml	De la de 10 tomar 1.25 ml
Agua desionizada	5	2.50	3.50	4.00	4.50	4.17	3.75

Preparación de las muestras

En los tubos etiquetados por duplicado para la lectura de la curva y muestras de agua adicionar los siguientes volúmenes:

- 0.5 ml de muestra o patrón
- 1 ml de Ácido Salicílico 5 % : Adicionarlo rápida y directamente en el centro del tubo, inmediatamente mezclar en un Vortex y esperar enfriamiento.

- 10 ml de NaOH 4N: Con mezcla continua adicionar rápidamente en el centro del tubo y esperar enfriamiento.

Medición de las muestras

Configurar el espectrofotómetro

Colocar 3 ml de la mezcla en las celdas del espectrofotómetro y leer a 410 nm

Una vez procesadas las muestras vaciar en un frasco de vidrio etiquetado de la siguiente manera (fig. #) y lavar el material ocupado.

Referencias

Alvares S. (1988). Selección de métodos de diagnóstico de nitrógeno aprovechable en el suelo. Colegio de Postgraduados, Chapingo, Méx. Tesis de Maestría.

Robarge, W. P., Edwards y Jhonson B. (1983). Water and wastewater analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. Commun in Soil Sci. Plant Anal., 14:1207-1215.

4. Determinación de amonio (NH_4^+).

En la determinación de amonio total (NH_4^+) por el método de azul de Indofenol se hacen reaccionar los iones de: amonio, fenol e hipoclorito en un medio alcalino observándose una coloración azul indofenol, la intensidad en la coloración de la solución es proporcional a la concentración de amonio permitiendo medirse en una absorbancia de 640 nm (Ramírez-Romero et al., 2008). Modificación de la técnica de fenol-hipoclorito publicado por Solarzano (1969).

Equipo y material

Todo el material utilizado debe ser lavado previamente en agua destilada, desionizada, reposado en ácido clorhídrico al 10% y enjuagado con agua desionizada.

- | | |
|-----------------------------------|-------------------------------|
| 1 matraz volumétricos de 100 ml | - Tubos de ensayo de vidrio |
| - 1 matraz volumétricos de 200 ml | - Espátula |
| - 1 matraz volumétrico de 500 ml | - Celdas de espectrofotómetro |
| - 4 vasos de 50 ml | - Espectrofotómetro |
| - 1 vasos de 250 ml | - Vortex |
| - 1 probeta de 50 ml | - Balanza analítica |
| - Pipetas Pasteur | |

Soluciones

Fenol: Pesar 20 g de fenol, disolver en 50 ml de alcohol etílico al 95% y aforar a 100 ml de alcohol etílico al 95%. Almacenar en un frasco ámbar y la solución es estable por tres meses

Nitroprusiato de sodio: Pesar 1 g de nitroprusiato de sodio disolver en 100 ml de agua desionizada y aforar a 200 ml de agua desionizada. Almacenar en un frasco ámbar y la solución permanece estable por menos de un mes

Solución alcalina: Pesar 100 g de citrato de sodio, 5 g de Hidróxido de sodio, disolverlos en 250 ml de agua desionizada y aforar a 500 ml de agua desionizada. Almacenar en un frasco ámbar y es estable indefinidamente.

Estándar (10, 000 μM): Pesar 0.26745 g de NH_4Cl previamente deshidratado a 60 °C en el horno, disolver en 250 ml de agua desionizada y aforar a 500 ml de agua desionizada. La solución es estable durante 24 hrs.

Solución oxidante: Tomar 20 ml de solución alcalina más 5 ml de hipoclorito. La solución se prepara al momento y solo es estable por unas horas.

Curva patrón

De la solución estándar adicionar los siguientes volúmenes en los tubos de ensaye previamente etiquetados para la curva patrón:

Concentración (μM)	0	1200	800	400	200	100	50
Tomar (ml)	0	1.2 de la estándar	1.2 de la de estándar	4 de la de 800	2 de la de 800	1 de la de 800	1 de la de 400
Agua desionizada	5	8.8	13.8	4	6	7	7
Volumen final	5	10	15	8	8	8	8

Preparación de las muestras

En los tubos etiquetados por duplicado para la lectura de la curva y muestras de agua adicionar los siguientes volúmenes:

- 3 ml de la muestra o del estándar
 - 0.12 ml de solución de fenol
 - 0.12 ml de solución de Nitroprusiato
 - 0.30 ml de solución Oxidante
- Mezclar y esperar 1 hora en obscuridad

Medición de las muestras

Configurar el espectrofotómetro.

Colocar 3 ml de la mezcla en las celdas del espectrofotómetro y leer a 640 nm.

Referencias

Ramirez-Romero, P. y A Mendoza-Cantú (2008). Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México. SEMARNAT. México. 414pp.

Solarzano, L., (1969). Determination of amonium in natural Waters by phenol hypochlorite method. Limnol. Oceanogr., 14:799-800.

5. Cuantificación de Clorofila (chl-a).

Materiales:

- Membranas de fibra de vidrio (GF/F) de 47 μ m
- Equipo kitasato.
 - o Matraz Kitasato.
 - o Embudo de vidrio.
 - o Malla de vidrio.
- Acetona 90%.
- Tubos falcon.
- Pipeta pasteur.
- Probeta 10ml.
- Mortero y pistilo de porcelana.
- Aluminio.
- Tijeras.
- Pinzas.
- Fluorómetro.
- Cubetas para fluorómetro cilíndricas de cristal.
- Centrífuga

Antes de empezar, enjuagar los materiales que estarán en contacto con las membranas usadas (excepto el aluminio).

Para tomar la muestra de agua emplearse envases oscuros y refrigerarlos hasta el momento del filtrado.

Extracción de chl-a.

1. Filtrar un volumen de muestra de 300 ml a través de una membrana de fibra de vidrio (GF/F).
2. Almacenar en frío las membranas utilizadas para filtrar en sobres de aluminio.
3. Una vez que se tenga la muestra (membrana) tomarla con las pinzas y recortarla en fragmentos pequeños y depositarlos en el mortero.
4. Macerar los fragmentos de membrana con 10 ml de acetona al 90%.
5. Almacenar la muestra macerada en tubos falcon a $t=4^{\circ}\text{C}$ por 24 hr.

Cuantificación de chl-a.

1. Centrifugar las muestras a 15,000 rpm x 5 minutos.
2. Aforar las muestras a 10 ml con acetona al 90% y mezclar bien.
3. Verter 3ml de la muestra en cubetas para fluorómetro.
4. Leer la muestra en el Fluorometro.

Preparación del fluorómetro para lectura.

El fluorómetro cuenta con distintos cartuchos que funcionan como filtros para el haz de luz que excita las muestras, cada uno está ajustado para diferentes longitudes de onda (λ); el cartucho correspondiente para la cuantificación de clorofilas totales se encuentra marcado como:

“CHL-A/CHL NA” y necesita un adaptador (cuadrado con el centro cilindrico) para colocar la cubeta.

- Una vez prendido el fluorómetro introducir el cartucho y prender.
- Al prenderlo seleccionar en la pantalla “CHL-A” y enseguida “ok”.
- Una vez en la interfaz de medición calibrar para cambiar las unidades a $\mu\text{g/L}$
- Una vez cambiadas las unidades ya es posible hacer las mediciones.

6. Características del panel solar y compresor de aire

Panel solar	
Características	Unidades
Potencia máxima bajo STC (P_{max})	100 W
Voltaje de circuito abierto (V_{OC})	21.6 V
Voltaje de operación óptimo (V_{mp})	17.9 V
Corriente de operación óptima (I_{mp})	5.72 A
Corriente de corto circuito (I_{SC})	6.24 A
Coefficiente de temperatura de P_{max}	-0.23 % / °C
Coefficiente de temperatura de V_{OC}	-0.33 % / °C
Coefficiente de temperatura de I_{SC}	0.05 % / °C
Max Series Fuse Rating	15 A
Peso	6.5 kg
Dimensiones	1074 X 498 X 35 mm

STC (Condiciones de prueba estándar): Irradiancia = 1000 W/m^2 , $T = 25^\circ\text{C}$, AM (Air mass) = 1.5

Compresor de aire marca “Matala”, modelo HK-40L	
Características	Valores
Flujo máximo (ft^3/min) / (l /min)	2.5 / 70
Voltaje (V)	AC 110/115/120
Frecuencia (Hz)	60
Potencia (W)	38