

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

REGISTRO DE SERVICIO SOCIAL

**Evaluación de la efectividad de un biofiltro en los
canales terciarios de la zona lacustre de Xochimilco**

PRESENTA EL ALUMNO

GABRIEL EDUARDO HERNÁNDEZ LÓPEZ

Matrícula: 2163082659

ASESOR:

Dra. MARIA DEL CARMEN MONROY DOSTA
No. ECO. 28906
DEP. EL HOMBRE Y SU AMBIENTE

ASESOR:

M en E. A. EZEL JACOME GALINDO PÉREZ
No. ECO 44093
DEP. EL HOMBRE Y SU AMBIENTE

Resumen

En la actualidad las actividades antropogénicas aunado a una excesiva cantidad de nutrientes y materia orgánica, han deteriorado con el tiempo la Zona Lacustre de Xochimilco propiciando una pérdida de la biodiversidad circundante, por lo que se ha vuelto una prioridad la reducción de estos parámetros, sin embargo, estos procesos son complejos y de un alto costo, lo que limita su implementación. La biofiltración ha sido una tecnología utilizada a nivel mundial para reducir concentraciones de agentes dañinos y mejorar la calidad del agua que reingresa al sistema. Para mejorar la calidad de agua de los canales terciarios en este proyecto se implementó un biofiltro en un apantle de la zona de San Gregorio Atlapulco, con el objetivo de evaluar la efectividad de depuración comparando parámetros fisicoquímicos, bioindicadores y análisis sedimentario con una zona sin filtración. Se observó cambios significativos en la zona del biofiltro, en el caso del oxígeno disuelto se observó un aumento en sus concentraciones, donde osciló entre 0.4-2.2 mg/L comparado a los 0.2-0.9 mg/L de la zona sin filtro. El amonio presentó una disminución teniendo un máximo de 2.4 mg/L durante temporada de secas en comparación a la zona sin filtro con 3.74 mg/L durante la temporada de nortes. El fitoplancton presentó una mayor abundancia y diversidad registrando 66 especies y 4552 organismos contrastando con 31 especies y 1554 organismos sin el filtro. La ictiofauna solo se presentaron en el biofiltro registrando seis especies de las cuales dos son endémicas y dos nativas siendo la más abundante *Heterandria bimaculata*. La implementación del biofiltro es una excelente alternativa ambiental de biorremediación, mejorando los parámetros y la calidad del agua gracias a su estructura y función, siendo un método sustentable y fácilmente replicable en diferentes partes de la chinampería de la ZLX.

Palabras clave: Biofiltro, biorremediación, chinampería, bioindicadores, nitrificación, granulometría.

Abstract

Currently, anthropogenic activities, combined with an excessive amount of nutrients and organic matter, have deteriorated over time the Xochimilco Lacustrine Zone, leading to a loss of surrounding biodiversity. As a result, reducing these parameters has become a priority. However, these processes are complex and costly, which limits

their implementation. Biofiltration has been a technology used worldwide to reduce concentrations of harmful agents and improve water quality before it re-enters the system. To improve the water quality of the tertiary canals, a biofilter was implemented in a "apantle" (wetland area) in the San Gregorio Atlapulco region. The objective was to assess the purification effectiveness by comparing physicochemical parameters, bioindicators, and sedimentary analysis with a non-filtered area. Significant changes were observed in the biofilter area. In the case of dissolved oxygen, an increase in its concentration was noted, ranging from 0.4 to 2.2 mg/L, compared to 0.2 to 0.9 mg/L in the non-filtered area. Ammonium concentrations decreased, with a maximum of 2.4 mg/L during the dry season, compared to 3.74 mg/L in the non-filtered area during the "norte" season. Phytoplankton showed higher abundance and diversity, with 66 species and 4,552 organisms recorded, contrasted with 31 species and 1,554 organisms without the filter. Fish fauna was only present in the biofilter, with six species recorded, two of which are endemic and two native, with the most abundant species being *Heterandria bimaculata*. The implementation of the biofilter is an excellent environmental bioremediation alternative, improving water quality parameters thanks to its structure and function. It is a sustainable and easily replicable method for different areas of the Xochimilco chinampa system.

Keywords: Biofilter, bioremediation, chinampa, bioindicators, nitrification, granulometry.

Introducción

Zona lacustre de Xochimilco

La Zona Lacustre de Xochimilco (ZLX) se encuentra ubicada al sureste del Valle de México, guarda el último remanente de un gran sistema de cinco lagos que abarcaban una distancia de 9,20 km² (Zambrano *et al.*, 2009). Mantiene el reconocimiento de patrimonio cultural, agrícola y de prácticas tradicionales, conforma parte importante del sistema biocultural dentro de la Ciudad de México (Mendoza, 2018). En estos sitios aún se conservan formas de vida y una gran diversidad de especies registradas desde la época prehispánica. Se han registrado para la zona 140 especies, entre las cuales se destaca por su diversidad de peces, aves, mamíferos, anfibios, invertebrados y plantas (Martínez *et al.*, 2017 y González, 2018).

Importancia biocultural

Dentro de este bagaje biológico y biocultural destacan las chinampas, las cuales son una ecotecnología prehispánica reconocida a nivel mundial por su sustentabilidad, así mismo ha prevalecido hasta la actualidad, abasteciendo con una amplia variedad de productos agrícolas a gran parte de la población capitalina (Mendoza, 2018). En las chinampas se puede observar la complejidad de relaciones que tienen implícitas las prácticas agrícolas para el aprovechamiento del agua, el suelo y los residuos orgánicos, que ayudan en la introducción de policultivos de especies endémicas, mitigando los efectos de la contaminación e inundaciones que afectan a la zona sur de la ciudad (González y Torres, 2014). Los servicios ecosistémicos que proporcionan los cuerpos de agua de Xochimilco son: una mayor salud al ecosistema, un flujo hídrico constante, el reciclaje de la materia orgánica, una recirculación de los ciclos biogeoquímicos en la ciudad, entre otros (Trujillo, 2022).

Calidad de agua

La calidad de agua son aquellas condiciones que tiene que tener el agua para mantener un ecosistema equilibrado y cumpla sus funciones teniendo en cuenta características físico-químicas y microbiológicas (Salinas, 1999). Esto se ha convertido en motivo de preocupación a nivel mundial debido al crecimiento de la población mundial, crecimiento del área industrial, agrícola, así como el avance del cambio climático produciendo grandes alteraciones en el ciclo hidrológico (Baeza, 2016). Los principales procesos que impactan la calidad del agua es el enriquecimiento de nutrientes, la contaminación, alteraciones hídricas y el cambio de la vegetación ribereña (Elordi *et al.*, 2016).

Biofiltros

Una alternativa para el tratamiento de aguas residuales son los biofiltros, los cuales son sistemas compuestos por lechos filtrantes de diferentes dimensiones, que pueden ser aerobios o anaerobios, y permiten la depuración de la columna de agua (Rodríguez, 2021). Los biofiltros pueden ser de fácil creación, con un bajo costo de inversión (Brikké, (2006).

Los biofiltros tienen como base las siguientes funciones: actividad bioquímica a partir de microorganismos, los cuales generan una biopelícula que ayuda en la descomposición y transformación de elementos contaminantes. Mantienen un suministro de oxígeno a partir de la vegetación acuática que generalmente se utiliza como lecho filtrante. Las rocas y grava aseguran el adecuado funcionamiento del biofiltro reteniendo los residuos sólidos, para ello se debe realizar la correcta selección del material, teniendo en cuenta aspectos importantes como granulometría y la resistencia de los materiales ante el flujo constante del agua (Sarango y Sánchez, 2016).

Justificación

Una forma para solucionar el deterioro de los ecosistemas lacustres y la pérdida de especies de la zona chinampera de la ZLX es la implementación de filtros biológicos o biofiltros, los cuales, permiten mejorar la calidad del agua, a partir de la depuración de los agentes dañinos presentes en los canales, y así ayudar al mejoramiento del microambiente de la columna de agua, permitiendo la reincorporación de las comunidades de organismos endémicos acuáticos.

Objetivo General

Evaluar la capacidad de depuración hídrica mediante la implementación de biofiltros en las entradas de los canales de la chinampería de la ZLX para la conservación de fauna nativa.

Objetivos Específicos

- Caracterizar los factores físico-químicos de dos canales terciarios en la ZLX.
- Caracterizar la fase sedimentaria de dos canales terciarios en la ZLX.
- Determinar la eficiencia del proceso de depuración orgánica mediante el uso del biofiltro.

Marco Teórico

La ZLX y San Gregorio Atlapulco se encuentra localizada en la zona de conservación y Área Natural Protegida ANP el sureste de la CDMX, el cual está constituido por el ecosistema remanente de la Cuenca del Valle de México. Se encuentra formado por

planicies inundadas naturales y cuerpos de agua inducidos, es un sitio que mantiene la recarga de los cuerpos subterráneos (RAMSAR, 2004). La zona brinda diversos servicios ecosistémicos debido a su capacidad de purificar el agua y proporcionar condiciones para la producción primaria de la cual muchas especies dependen, a su vez presenta una gran diversidad de flora y fauna debido a sus humedales. Dentro de estos humedales se encuentran las zonas chinamperas, las cuales están interconectadas por apantles o canales terciarios alrededor de los mismos. (Zambrano, 2009).

Los humedales de Xochimilco tienen grandes funciones ecológicas, siendo un sistema regulador de la temperatura ambiental durante las diferentes temporadas del año. A su vez, el agua como las chinampas reducen la cantidad de luz que se refleja en la atmósfera (Thamara, 2023). De los servicios ambientales que cumple está el control de inundaciones y crecidas de los ríos las cuales son importantes para mantener el funcionamiento de los humedales transportando materiales y nutrientes a estos mismos otro servicio que brindan es la recarga de mantos acuíferos del subsuelo (Reid, *et al.*, 2005 y Ezcurra, 1996).

En general la ZLX es cada vez más importante debido a que son fundamentales para resistir mejor las nuevas condiciones climáticas, así como las funciones ambientales que proporcionan, a pesar de todos los impactos negativos que han recibido aún brindan servicios ambientales de gran relevancia a nivel local y global. (Flores, *et al.*, 2021). El recurso hídrico de estos sitios mantiene valores intrínsecos para la región, es un almacén de aguas pluviales proveniente de la ciudad, las cuales llegan a desembocar hacia los canales y chinampas circundantes (Merlín, 2009). Conservar los patrones de los flujos naturales de la región, permite que las personas y la biodiversidad puedan coexistir (Merlín, 2009).

La ZLX es de gran importancia a nivel nacional debido a que alberga una enorme biodiversidad incluyendo centros de endemismo y riqueza de especies (Silva *et al.*, 1999). En este sitio existe una alta diversidad de especies de flora y fauna, tanto acuática como terrestre, mantiene una gran cantidad de hábitats y nichos para diferentes especies (Ramsar, 2004 y Valiente y Zambrano, 2010).

De las especies que solo se encuentran dentro de esta área natural protegida se encuentran: Flora, con 180 registros de especies, distribuidas en 135 géneros y 63

familias, de las cuales cuatro especies se encuentran en alguna categoría de riesgo como *Nymphaea mexicana* Ninfa (amenazada), *Cupressus lusitanica* Cedro blanco (sujeta a protección especial/ introducida) e *Erythrina coralloides* Colorín (amenazada), entre otras (Ramsar, 2004).

A partir de los trabajos realizados por el INECOL, se obtuvo un registro de 139 especies de vertebrados para el Área Natural Protegida: 21 de peces, 6 de anfibios, 10 de reptiles, 79 de aves y 23 de mamíferos. De estas, 11 se encuentran enlistadas dentro de alguna categoría de protección de acuerdo con NOM-059-SEMARNAT-2001 como ajolote de Xochimilco (*Ambystoma mexicanum*) sujeta a protección especial y endémica vulnerable; ajolote tigre de meseta (*Ambystoma velasci*) sujeta a protección especial; rana de tláloc (*Lithobates tlaloc*) peligro de extinción y endémica; rana de Moctezuma (*Lithobates montezumae*) sujeta a protección especial y endémica, para reptiles están: la lagartija cornuda de montaña (*Phrynosoma orbiculare*) amenazada y endémica, lagartija escamosa de mezquite (*Sceloporus grammicus*) sujeta a protección especial; culebra listonada (*Thamnophis eques*) amenazada; culebra listonada de montaña (*Thamnophis scaliger*) amenazada y endémica; tortuga casquito (*Kinosternon hirtipes*) sujeta a protección especial; cincuate (*Pituophis deppei*) amenazada y endémica; cascabel cola negra (*Crotalus molossus*) sujeta a protección especial; pato mexicano (*Anas platyrhynchos diaza*) amenazada y endémica; garza morena (*Ardea herodias*) sujeta a protección especial; gavilán pecho rojo (*Accipiter striatus*) sujeta a protección especial; rascón limícola (*Rallus limicola*) sujeta a protección especial (Denisse, 2010 y Zunino, 2016).

Las chinampas son un elemento de suma importancia en la zona, debido a que toma en cuenta la productividad del ecosistema, utilizando su capacidad de renovarse continuamente, aportando así métodos de biorremediación, estas características de adaptación al medio ambiente, reutilización y conservación de recursos permite producir alimento durante todo el año, todo esto debido a las características de esta técnica, en la cual se puede abastecer de agua la producción, aún sin la necesidad de lluvias, permitiendo el desarrollo socioeconómico a pequeños y medianos agricultores, demostrando un elemento sostenible para el ecosistema (Altieri, 1999 y González y Torres, 2014).

Las chinampas son porciones de tierra fértil hecha a base de troncos, raíces, vegetación acuática circundante, restos del rastrojo de la cosecha y limo rodeados de agua, construida por la mano del hombre en lagunas, canales, pantanos y rodeados por hileras de árboles llamados ahuejotes, los cuales permiten anclarse al fondo del cuerpo de agua (González y Torres, 2014). Es una alternativa tecnológica para la producción de alimentos con el menor deterioro ambiental, esto se debe a que estas áreas proveen de su propio fertilizante natural, lo cual se encuentra relacionado a los microorganismos en los canales y el humus del suelo, así como la vegetación circundante que crece tanto en el agua como en suelo (Díaz del Campo, 2006).

Dentro de las secciones de la ZLX es posible identificar como ha cambiado el valor que le han dado los habitantes de la zona a la chinampería, debido a que en algunos sectores ha cambiado el uso de suelo: de cultivos por paseos en lancha para turismo, algunos han preferido la construcción de viviendas a pesar de ser ilegal dentro del ANP, en otras zonas se sigue practicando la agricultura, mientras que en otras se ha cambiado la técnica por invernaderos para el cultivo (González, *et al.*, 2016; Jiménez, 2013 y Merlín *et al.*, 2013).

En el caso de la chinampería, el agua y el suelo son componentes fundamentales para su funcionamiento y productividad. Sin embargo, la contaminación de agua ha impactado el sistema, debido a la estrecha relación que existe entre el humedal y las chinampas, al existir una constante degradación del humedal las impacta directamente a tal grado que algunas se están perdiendo físicamente, otras han cambiado el tipo del uso del suelo y otras simplemente han sido abandonadas (Mendoza, 2018). A pesar de que en 1989 la zona ha sido declarada como patrimonio de la humanidad por la UNESCO, la región no ha sido protegida adecuadamente (Revollo, 2015).

Los canales de Xochimilco comprenden una superficie de 120 ha, con un volumen de regulación aproximado de 1.8 millones de km², donde las zanjas y apantles tienden a medir entre 90 y 110 cm, mientras que los canales principales llegan a medir hasta 10 m (UNAM, 2007). De acuerdo con sistemas de evaluación ordinarios, el sistema de canales es eutrófico que afecta a especies sensibles o solo permite la proliferación de especies residentes. La calidad del agua de estos ecosistemas está afectada por diferentes fuentes de contaminación, entre las principales actividades que causan

impactos se encuentran; la contaminación por descarga de drenajes de la población circundante, tuberías de desechos domésticos, residuos de fábricas, industrias y las fuentes difusas de contaminación: fertilizantes, plaguicidas y desechos animales por actividades agropecuarias, entre otras (Espinosa *et al.*, 2010; González y Torres, 2014 y Reyes *et al.*, 2015).

Por otra parte, la continua extracción del agua potable de la ZLX para suministrar a toda la ciudad ha generado una sobreexplotación de los mantos acuíferos de la zona, lo que ha permitido un cambio en el uso del agua del manantial por plantas tratadoras de agua con el fin de poder abastecer las necesidades básicas y productivas, tales como la agricultura y el turismo (Figuroa *et al.*, 2014; González *et al.*, 2016 y Terrones, 2006). Debido a ese cambio han surgido problemas de inundación haciendo que la gente cambie su método de cultivo por invernaderos (Espinoza y Mazari, 2007). Toda esta situación generan una reacción en cadena tanto en la economía, la agricultura y lo ambiental demostrando que este es un ecosistema frágil, sin embargo, se resiste a desaparecer a pesar el embate de las actividades antropogénicas negativas, demostrando que a pesar de su estado delicado tiene un gran potencial de resiliencia (Mendoza, 2018).

Para mitigar este tipo de contaminación, es de suma importancia la instalación de sistemas de tratamiento de aguas y la utilización de otras tecnologías alternativas que permitan mejorar la calidad del agua para la preservación de la flora y fauna local (Herrera y Rey, 2018). Utilizando conocimientos sobre la atenuación y mecanismos que se llevan naturalmente, se han generado técnicas que utilizan organismos vivos para llevar a cabo la restauración tanto de ambientes terrestres como acuáticos, a este tipo de técnicas se le denomina como biorremediación, la cual es una alternativa biotecnológica adecuada para para lograr la sustentabilidad ecológica (Paniagua y Rosales, 2015).

La biorremediación es capaz de acelerar la capacidad natural de degradación de los organismos, ya sea aquellos propios del sitio o mediante cultivos de microorganismos, plantas, hongos, entre otros (Kaur y Parihar, 2014 y Castillo *et al.*, 2005).

Una alternativa de biorremediación para disminuir el potencial efecto contaminante es la utilización de biofiltros, los cuales son utilizados a nivel mundial para el tratamiento de aguas residuales. Estos sistemas han presentado una alta eficiencia de remoción

de agentes dañinos a un bajo costo. Por su mantenimiento y limpieza, logra disminuir los malos olores y evita la proliferación de vectores de importancia médica, garantizando así una mejora del sistema acuático (Romero, 2016).

El biofiltro es un humedal artificial de flujo subterráneo o superficial sembrado con plantas de pantano, por donde las aguas residuales penetran lentamente, fluyendo de forma horizontal desde la zona de entrada del filtro hasta llegar a la zona del efluente. Durante este recorrido el agua entra en contacto con zonas aerobias y anaerobias donde el agua es depurada por acción de las plantas y microorganismos que se adhieren a la superficie del lecho y por otros procesos físicos tales como la filtración y la sedimentación (Moreno, 2006).

Los biofiltros están constituidos por pilas de poca profundidad rellenas de un material el cual sirve como lecho filtrante, donde se adhiere la biomasa depurada, mediante procesos físicos como la filtración y la sedimentación. En su superficie se siembran plantas filtradoras, como *Nymphaea ampla* (Salisb.) (*Nymphaeaceae*), *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms (*Pontederiaceae*) y *Elodea canadensis* Michx. (*Hydrocharitaceae*) (Mille-Díaz y Quintas, 2012), que permiten depurar el agua de manera horizontal y vertical, logrando que el agua que se descargan al ambiente no cause un impacto negativo para la vida acuática (Moreno, 2006 y Romero, 2016).

Los biofiltros están conformados por varios componentes, donde los principales son: Lecho filtrante, su principal función es la de capturar los sólidos que contienen el agua, a su vez de proporcionar la superficie donde se desarrollan los microorganismos que se encargan de degradar aeróbica y anaeróticamente la materia contaminante. Los criterios para seleccionar el lecho filtrante son la granulometría, porosidad, permeabilidad y resistencia física provocado por el desgaste del agua, donde los principales materiales utilizados son grava, piedra triturada o piedra volcánica, a su vez la acumulación de sólidos provoca la disminución de los poros en el lecho filtrante por lo que es necesario remover la parte inicial después de dos o tres años (Moreno, 2006).

La vegetación que se utiliza en los biofiltros son plantas acuáticas llamadas macrófitas, las cuales son plantas herbáceas que se desarrollan en el agua y suelos con diferente grado de saturación, los cuales crecen en la zona litoral de lagos, embalses y ríos en las zonas interface de agua-tierra sobre la superficie del agua o

totalmente sumergidas (Herrera y Calderón, 2018). Las funciones que cumplen las plantas en los procesos del biofiltro los convierte en componentes esenciales, debido a que las raíces ayudan a incrementar los efectos físicos como la filtración y el desarrollo de microorganismos, así como proveer un hábitat adecuado para la fauna silvestre y proporcionar al sistema una apariencia más estética (Moreno, 2006).

De las plantas que más se utilizan en los biofiltros pertenecen al grupo de las rizophyta denominadas macrófitas enraizadas emergentes (heliófitas), son plantas que se enraizan fuertemente al fondo de zonas poco profundas, este tipo de plantas realizan la transferencia de oxígeno a la zona de la raíz de manera más profunda que por difusión además de contribuir al tratamiento del agua estabilizando el medio y canalizando el flujo a través de sus raíces y tallos reduciendo la velocidad del flujo del agua, permitiendo el depósito de material suspendido (Herrera y Calderón, 2018).

En general existen tres líneas de desarrollo de biofiltros cuyo modo de actuación es diferente, entre los cuales se encuentran; los biofiltros con flujo superficial, los biofiltros de flujo subsuperficial, donde a su vez se divide en dos tipos, de flujo horizontal y flujo vertical y por último están los biofiltros con plantas acuáticas que flotan sobre la superficie del agua (Herrera y Calderón, 2018; Orozco, 2006).

Este último consiste en estanques o canales de profundidad variable (0.4 a 1.5 m) alimentados de agua, en los que se desarrollan plantas flotantes de forma natural, utilizando plantas como jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) y lenteja de agua (*Lemna spp.*), los procesos de depuración de contaminantes que tiene son en tres pasos primarios: sedimentación de sólidos, incorporación de nutrientes en plantas para posterior cosechado y degradación de materia orgánica por un conjunto de microorganismos facultativos asociados a las raíces de las plantas y en los detritus del fondo de la laguna (Herrera y Calderón, 2018).

Materiales y métodos

Zona de estudio

La ZLX se ubica en la microcuenca baja de San Gregorio Atlapulco cerca del canal principal de Apatlaco en las coordenadas 19° 16' 01.3" N y 99° 05' 08.1" W (INEGI, 2023). Se caracteriza por ser un área agrícola, llevando a cabo en la chinampería, conservando su red de canales y apantles en buen estado (González *et al.*, 2006).

La laguna de San Gregorio es considerada zona núcleo y en ella no se llevan a cabo actividades productivas, alrededor de este se ha formado un cinturón donde antes había chinampas, sin embargo, han sido abandonadas o se han perdido debido a las inundaciones (Jiménez, 2013).

Se evaluó dos diferentes canales, el primero sin biofiltro, y el segundo con la implementación de biofiltro, el monitoreo se realizó durante un periodo de siete meses (mayo a noviembre de 2023) en dos apantles distintos con una separación de 584.5m de distancia y con diferentes condiciones hidrodinámicas (Fig. 1).

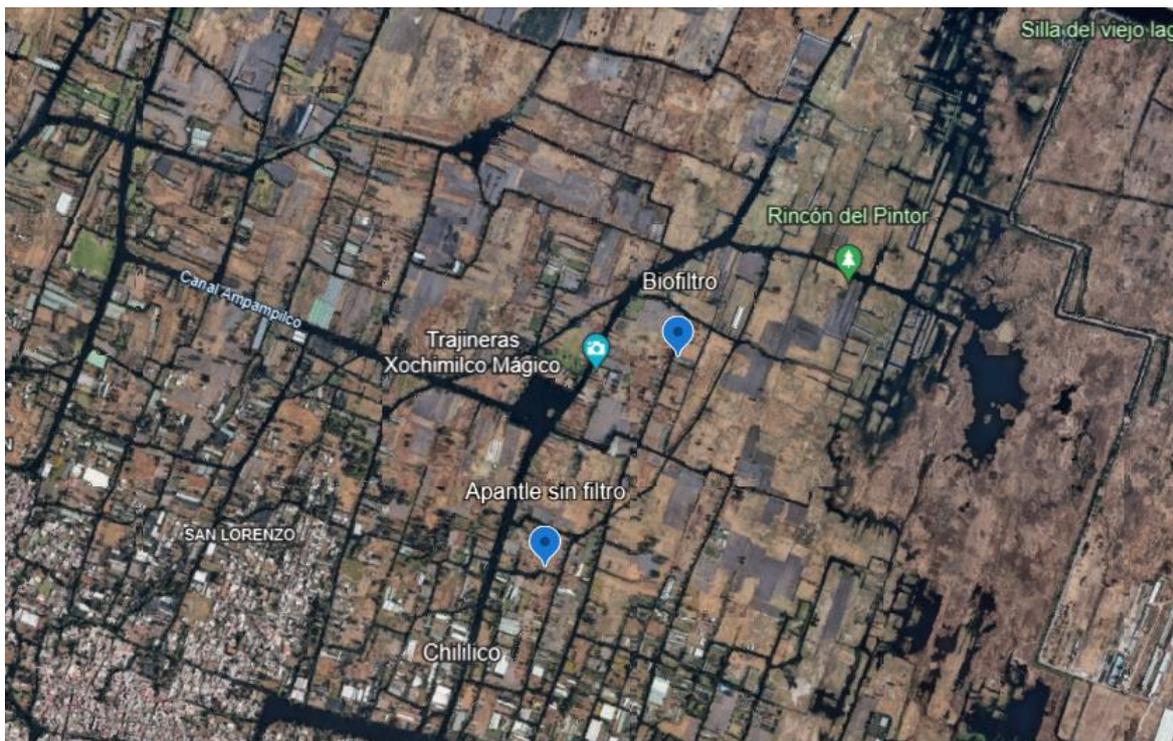


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo (sitio con biofiltro y sin biofiltro) en la ZLX.

Diseño e implementación de biofiltro

El diseño y estructura de los biofiltros consta de tubos de PVC rellenos de tezontle y carbón activado hacia las entradas del cauce del agua, posteriormente tiene una barrera a partir de una maya fina, en la cual se colocó plantas acuáticas como: jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), salvinia (*Salvinia Spp.*), redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*), y algunas especies de lentejas

de agua (*Lemna Spp.*, *Spirodella Spp.*) (Brix y Schierup, 1986; Fernández, 2001), los cuales tienen propiedades de absorber sustancias nocivas, y se encuentran contenidos por una pared de acrílico, el cual está relleno de tezontle y divide la entrada y salida del apantle. A su vez el apantle del biofiltro se utiliza para la reproducción de algunas especies acuáticas como *A. mexicanum* y para el riego de hortalizas.

Caracterización fisicoquímica de la columna de agua

Se observó el funcionamiento del biofiltro y su efectividad evaluando dos canales terciarios (con biofiltro y sin biofiltro). Se realizó tres muestreos durante siete meses de funcionamiento. Se tomó muestras con una periodicidad de dos meses entre cada muestreo. Para evaluar la eficiencia de depuración del biofiltro se midió los parámetros físico-químicos mediante la utilización de un multiparamétrico YSI 540, se midió el pH, turbidez, Oxígeno Disuelto (OD), porcentaje de Oxígeno Disuelto (%OD), conductividad eléctrica, salinidad y temperatura. En el caso de análisis de nutrientes se evaluó los nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y fosfatos (PO_4^{3-}), con ayuda de un espectrofotómetro Hanna (HI83306) (Samboni *et al.*, 2008).

Análisis de sedimento

Para conocer la topografía del fondo de los canales se realizó una batimetría para modelar el relieve subacuático. La batimetría se realizó con ayuda de un ecosonda marca Garmin a través de un barrido de los canales con filtro o sin filtro (Sopó *et al.* 2013; Farjas, 2010).

Se realizó un análisis granulométrico de los sedimentos, para esto se tomaron muestras en tres puntos de cada uno de los canales con ayuda de una draga sedimentaria tipo Van Veen. Los sedimentos obtenidos se procesaron en el laboratorio realizando un análisis de granulometría a los sedimentos obtenidos dentro de los canales con biofiltro y sin biofiltro (Simeon, 2012; Azevedo *et al.*, 1988 y Arias, 2018).

Se realizó un tamizado por el cual partículas de mayor tamaño son separadas en diferentes clases o grados de tamaño de forma que la menor medida de tamaño se localiza en el fondo (Pérez y Márquez, 2017), debido a que los sedimentos conformados por partículas finas (limos y arcillas) no pueden ser medidos por tamices. Se realizó el método por pipeta considerando el principio de velocidad por

sedimentación esto sustentado por la ley de Stokes que registra una precisión de 0.1 \varnothing del tamaño de las partículas (Lewis, 1984).

Determinación de variables biológicas

Para las variables biológicas se midió la clorofila-a, la cual sirve como un indicador para determinar los niveles de productividad del ecosistema acuático y sirvió como indicador de estado trófico de los canales evaluados (Pinto *et al.*, 2001; Gregor y Marzalek, 2004). La prueba más factible para esto es la espectrofotometría para la correcta determinación de clorofila-a y complementar estudios de eutrofización (Bravo y Toasini, 2017). La cuantificación de clorofila-a se realizó a partir de la densidad óptica utilizando las longitudes de onda para determinado pigmento fotosintéticos (clorofila-a), estas longitudes van desde el ultravioleta hasta el infrarrojo en la que absorbe la mayoría de los fotosintetizadores (Mello *et al.*, 2022).

Análisis estadístico

Para las variables físico-químicas, de nutrientes, y de los sedimentos se les realizó la prueba de normalidad y ajuste de Shapiro-Wilks, la cual permite determinar la distribución de los datos. Dependiendo de la normalidad de los datos se realizó pruebas paramétricas o no paramétricas como Análisis de la Varianza (ANOVA) y la prueba Kruskal-Wallis, las cuales permiten la comparación de medias entre el conjunto de datos, determinando su significancia estadística (Soto, 2013).

Bioindicadores

La composición de comunidades de ictiofauna refleja la calidad de los sistemas acuáticos, siendo utilizados como parte integral del monitoreo de la calidad del agua. (Roldan, 2016). Para ello se realizó un Índice de Integridad Biótica (IIB), el cual define la capacidad que tiene el ecosistema acuático para mantener y soportar una comunidad de organismos comparable a la del hábitat natural de la región (Karr, 2006).

Para la región central de México existe un IBI para estimar la condición ambiental de ríos, arroyos y lagos, este fue elaborado a partir de datos históricos con el fin de documentar el patrón de cambio de la comunidad de peces ante la degradación ambiental en los lagos del centro de México (Mercado-Sliva *et al.*, 2002). Así mismo

se le hicieron adecuaciones para tener métricas adaptadas a las condiciones de la zona tales como la riqueza de especies, variaciones en las combinaciones de peces, ausencia/presencia de especies exóticas, indicadores de contaminación, así como diversidad de Shannon.

Resultados y Discusión

Temperatura del agua

Con relación a la temperatura se registraron variaciones en las zonas de estudio con relación a los periodos de muestreo. Se observaron las máximas temperaturas en ambos sistemas (con biofiltro y sin biofiltro) durante la temporada de secas, con un valor promedio de 18.4 °C y 17.97 °C, respectivamente (Fig. 2). Los valores de temperatura entran dentro del rango propuesto por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para aguas tratadas, las cuales son vertidas a cuerpos de agua. Se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas en el análisis de Kruskal-Wallis entre las temporadas de nortes ($p=0.002$) (Fig. 2).

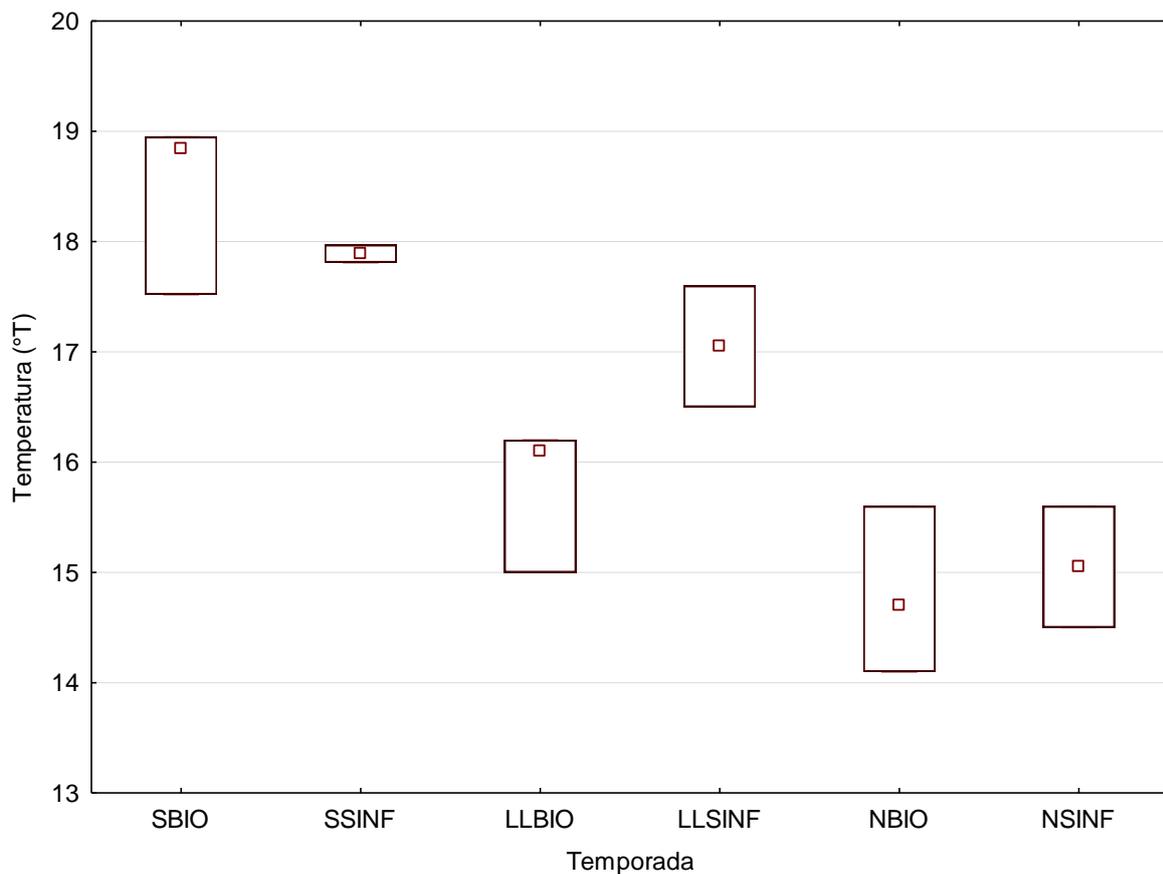


Figura 2. Distribución de la temperatura durante diferentes temporadas de muestreo.

Es de suma importancia la temperatura del agua para este tipo de ecosistemas, debido a que en este radica la influencia que tiene sobre la velocidad con la que se llevan a cabo reacciones generadas por enzimas (Kirchman, 2012) teniendo una mayor actividad de las bacterias nitrificantes entre 8 a 36°C, siendo su temperatura óptima entre 30 y 36°C, al disminuir de los 15°C puede generar cambios drásticos en este proceso (Reddy y DeLaune, 2012).

Lo anterior debido, a la abundante presencia de plantas acuáticas flotantes, ya que estas generan el efecto de sombra sobre la superficie del agua actuando como barrera física (Quiroz *et al.*, 2008), Se ha observado que al tener en zonas donde se registra una pérdida de la cobertura vegetal se llega a alterar la radiación que inciden en la superficie del agua, por lo que a lo largo del día la temperatura conllevando a que las comunidades de microorganismos que no sean tolerantes a las nuevas condiciones de irradiación se desplacen (Berdeja, 2022), así como a la presencia de ahuejotes sembrados en todo alrededor de los apantles, evitando que pase directamente la luz solar y disminuyendo la temperatura del agua (Mesa, 2011).

Oxígeno disuelto

En cuanto al oxígeno disuelto se observó una mayor concentración en el biofiltro para la temporada de nortes (2.2 mg/l). En el caso de las zonas sin biofiltro, en la época de nortes, también presentó la concentración más alta (0.9 mg/l), aunque el valor es bajo para un buen funcionamiento de cualquier cuerpo de agua. Los valores mínimos no superaron los 0.5 mg/L, además de que el análisis estadístico (ANOVA) no indicó diferencias significativas entre las zonas de estudio ($p = 0.05$) (Fig. 3). De acuerdo con los resultados en ambas zonas se presentan condiciones anóxicas al no sobrepasar los 2.2 mg/l (Muñoz *et al.*, 2015).

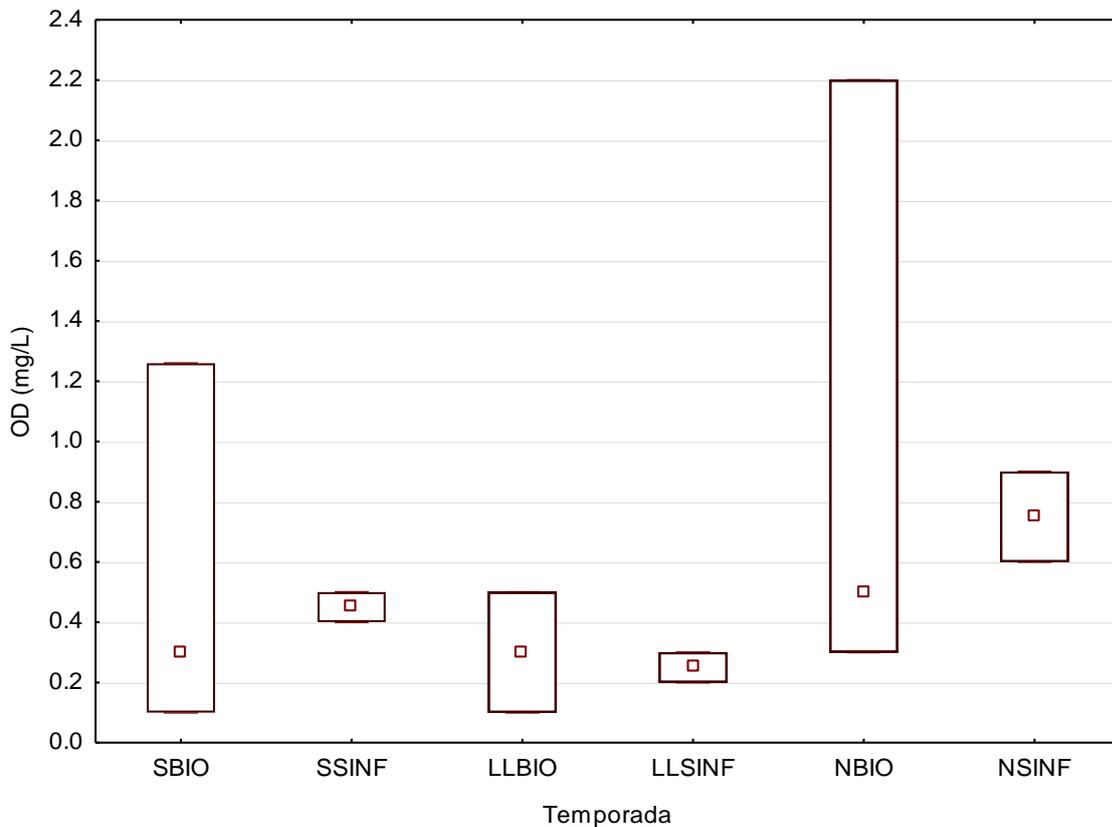


Figura 3. Concentraciones promedio de oxígeno disuelto en diferentes temporadas de muestreo.

Otro factor que llegó afectar el oxígeno disuelto fue la presencia de las plantas acuáticas flotantes, esto debido a que, al actuar como barrera física, afecta al intercambio gaseoso entre la atmósfera y la superficie del agua, al reducir la velocidad de la corriente propiciando que los niveles disminuyan (Quiroz *et al.*, 2008).

Así mismo, esta tiene relación inversa con la temperatura, debido a que la disolución de oxígeno disuelto disminuye conforme la temperatura aumenta (Muñoz *et al.*, 2015).

Es importante señalar que el oxígeno es el aceptor de electrones más favorable para la oxidación de carbono, separando a las comunidades biológicas en grupos de acuerdo con sus necesidades y tolerancia de oxígeno, además de ser uno de los parámetros con mayor influencia sobre la composición de comunidades microbianas, donde el metabolismo de los microorganismos aerobios está regulado por el oxígeno contenido en el agua (Bertics y Ziebis, 2009; Hong *et al.*, 2019).

El OD afecta a la nitrificación debido a que este es un proceso aeróbico tanto por las bacterias y arqueas implícitas en el proceso, las cuales utilizan el oxígeno para sus

procesos metabólicos (Kirchman, 2012). Así mismo, Chen *et al.* (2006), señalan que el proceso de nitrificación se lleva a cabo dentro de un rango 0.6 y 3.4 mg/L de OD, mientras que en concentraciones inferiores a 0.2 mg/L no se puede observar actividad nitrificante.

pH

Los valores más altos se obtuvieron en la zona con biofiltro y sin filtro durante la temporada de nortes con un valor de 8.5 y 7.9 respectivamente. Mientras que en el periodo de secas se presentó el valor mínimo en la zona sin filtro con 7.3 y en la época de lluvias el valor mínimo fue de 7.5 para la zona con biofiltro. Durante la temporada de lluvias no se registró este parámetro en la zona sin filtro. El análisis de Kruskal-Wallis mostro diferencias significativas entre las épocas de secas y de nortes para ambas zonas de estudio ($p=0.01$) (Fig. 4).

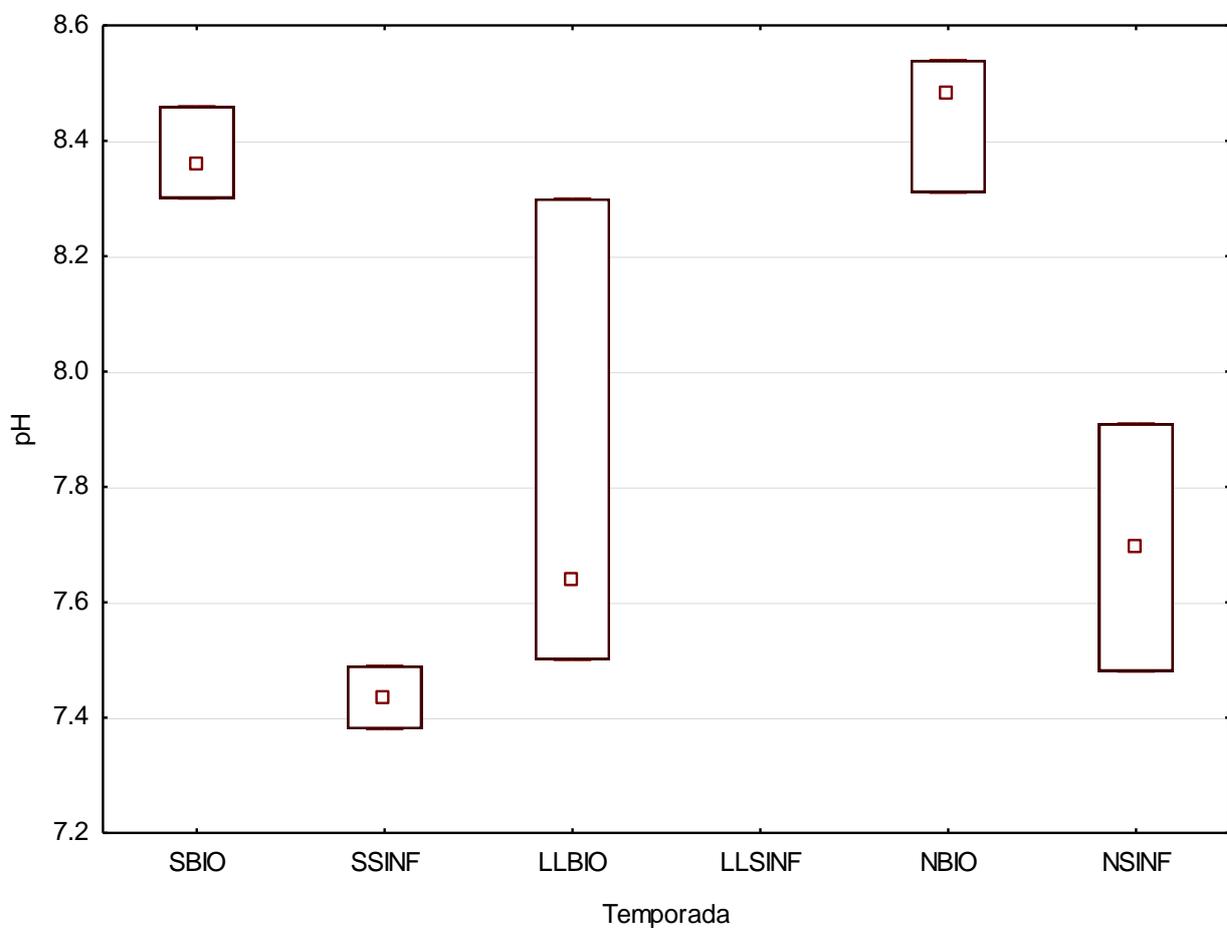


Figura 4. Distribución del pH durante diferentes temporadas de muestreo.

A pesar de la variación de los resultados del pH, en todos los casos se encuentran dentro de los límites permisibles de 7.3-8.5, de acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994. Así mismo, estos valores han sido reportados en cuerpos de agua cerca de asentamientos urbanos de Xochimilco (Sánchez, 2007). Aunque el pH en los cuerpos de agua en general es ligeramente alcalino, se debe a la presencia de carbonatos y bicarbonatos (Jiménez, 2001). Estos son producto del equilibrio de los gases disueltos que participan en los procesos de síntesis y metabolismo del sistema acuático (De la Lanza y Figueroa, 1990).

Por otra parte, se debe considerar que en la zona se ha reportado la presencia de anfíboles, feldespatos y piroxenos, que aumentan la alcalinidad a partir de iones de carbonatos. Estos compuestos con el paso del tiempo generan una subsecuente formación de micas, ilitas, vermiculitas, y montmorilloritas, arcillas ricas en Si y Mg (Ortega *et al.*, 2000; Reguerin *et al.*, 2004).

Salinidad

Para la variable salinidad la mayor concentración del biofiltro se presentó durante la temporada de lluvias con 2.43 ups, mientras que en la zona sin filtro fue de 0.59 ups. Las concentraciones mínimas estuvieron presentes en la temporada de nortes en el biofiltro y sin filtro con 0,07 ups y 0.04 ups respectivamente. Sin embargo, durante la temporada de lluvias en la zona sin filtro no se registró esta variable. Se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de muestreo en el análisis de Kruskal-Wallis entre zonas de muestreo durante la temporada de nortes ($p=0.001$) (Fig. 5).

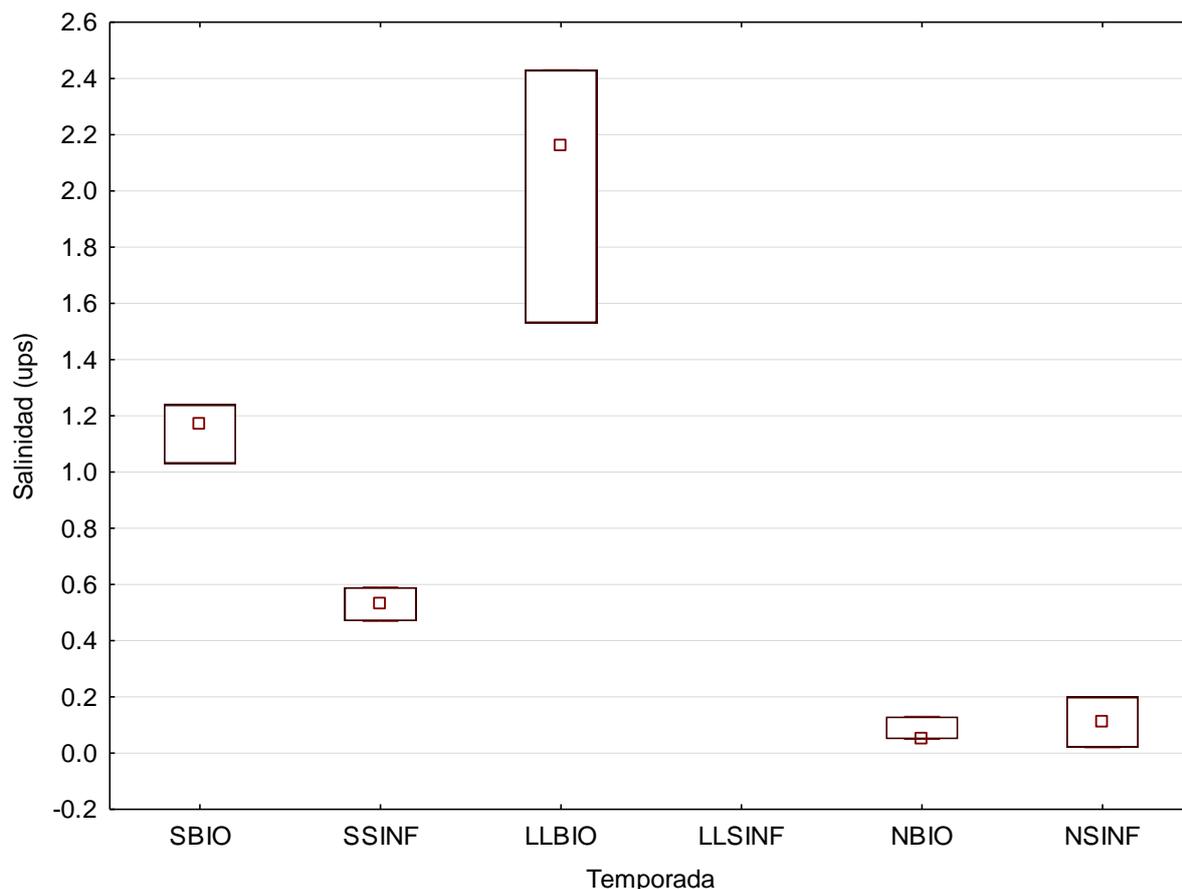


Figura 5. Concentraciones promedio de salinidad durante las diferentes temporadas de muestreo.

El clima tiene una gran influencia en entre el equilibrio de evaporación, precipitación y salinidad, esto debido a la relación de que gran parte de la salinidad de la lluvia que cae y se deposita en los cuerpos de agua, a su vez la temperatura y el viento también influyen en la salinidad (Wetzel, 1982).

Estos valores de salinidad se relacionan con las escorrentías que se producen en temporadas de lluvias, las cuales llevan sales y iones inorgánicos provenientes de las zonas de cultivo de la chinampería a los cuerpos de agua (Ferrara *et al.*, 2014). Así mismo, la solubilidad de los iones inorgánicos y sales presentes en el agua son mayores cuando la temperatura disminuye (Bojórquez y Castro, 2017).

Algo que se ha observado es que a una mayor salinidad el pH puede verse afectado, este hecho depende de la cantidad de iones de hidrógeno e hidroxilo que existen en el medio acuático, lo cual puede incrementar la sensibilidad de los organismos a la salinidad (Cadeño *et al.*, 2013).

Conductividad

Para la conductividad se observaron variaciones con relación a las temporadas de muestreo, siendo más alto durante la época de nortes en ambas zonas con $2.1 \mu\text{S/cm}$ en el biofiltro y $1.01 \mu\text{S/cm}$ sin filtro, mientras que la conductividad mínima se presentó en la temporada de nortes para ambas zonas con valores de $0.07 \mu\text{S/cm}$ y $0.04 \mu\text{S/cm}$ respectivamente. De acuerdo con el análisis de Kruskal-Wallis, se demostró que existe diferencias estadísticas entre temporadas secas y nortes ($p=0.001$) (Fig. 6).

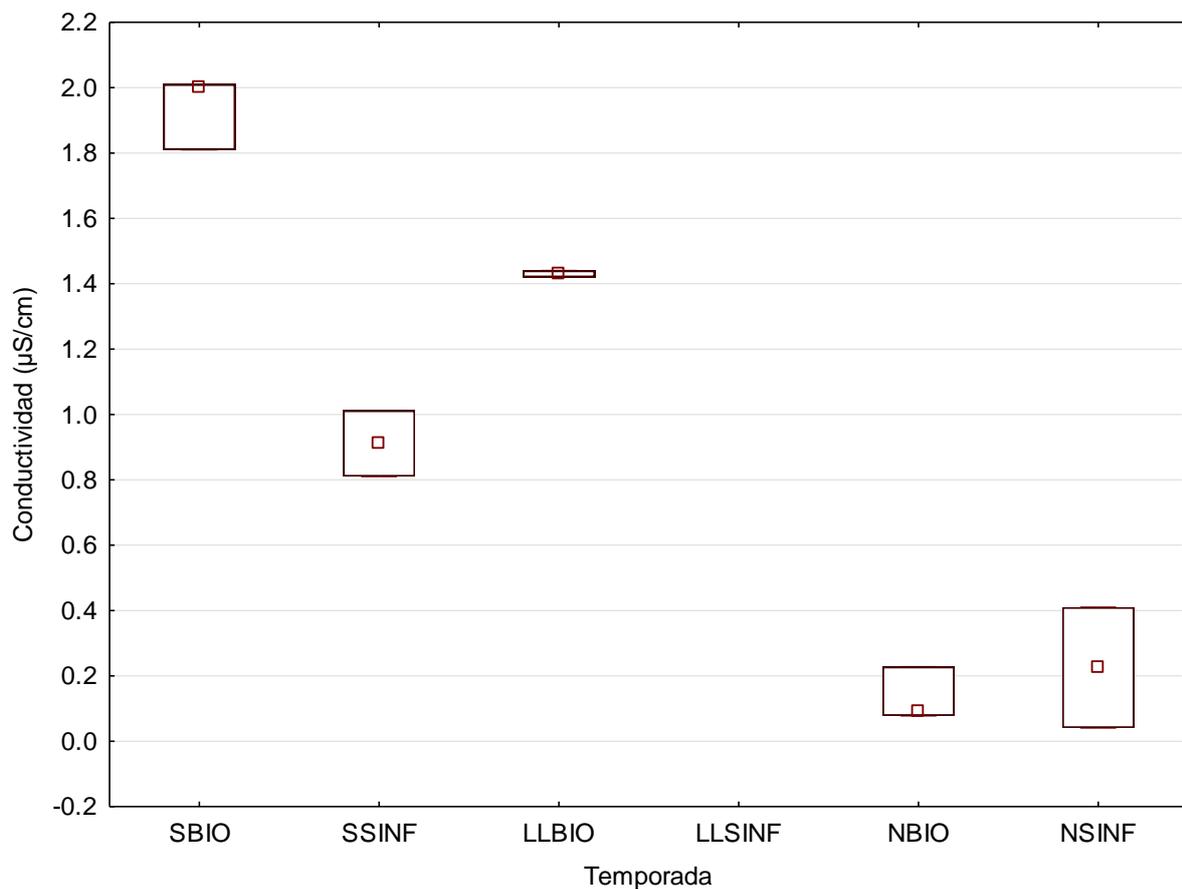


Figura 6 Distribución de la conductividad promedio durante las diferentes temporadas de muestreo.

La conductividad está relacionada con la concentración de sales disueltas, cuya disociación libera iones capaces de transportar corriente eléctrica, esta también depende de la temperatura, por lo que la conductividad en conformidad de la temperatura del agua (Solís y Zúñiga, 2018).

Los valores obtenidos son representativos de aguas eutrofizadas, las cuales tienen una correlación entre la transformación de nutrientes y las bacterias oxidantes de NO_3

y NH_4^+ , esto se debe a que los procesos de nitrificación requieren intercambios iónicos, lo que aumenta la conductividad, así mismo existen procesos de intercambio iónico generado a las diversas concentraciones de Cl , NO_3^- y SO_4^{2-} (APHA, 1998; Goyenola, 2007).

Sólidos Suspendidos

Para los sólidos suspendidos se presentaron variaciones con relación a las temporadas, teniendo su concentración máxima en el biofiltro con 3.7 ppm durante la temporada de lluvias, mientras que en la zona sin filtro las máximas concentraciones se registraron durante la temporada de secas con 0.76 ppm, la concentración mínima se presentó en ambas zonas durante la temporada de nortes, la cual fue de 0.18 ppm en el biofiltro y 0.33 ppm sin filtro. Con el análisis de Kruskal-Wallis se observó que existen diferencias en la temporada de nortes con la temporada de lluvias ($p=0.002$) (Fig. 7).

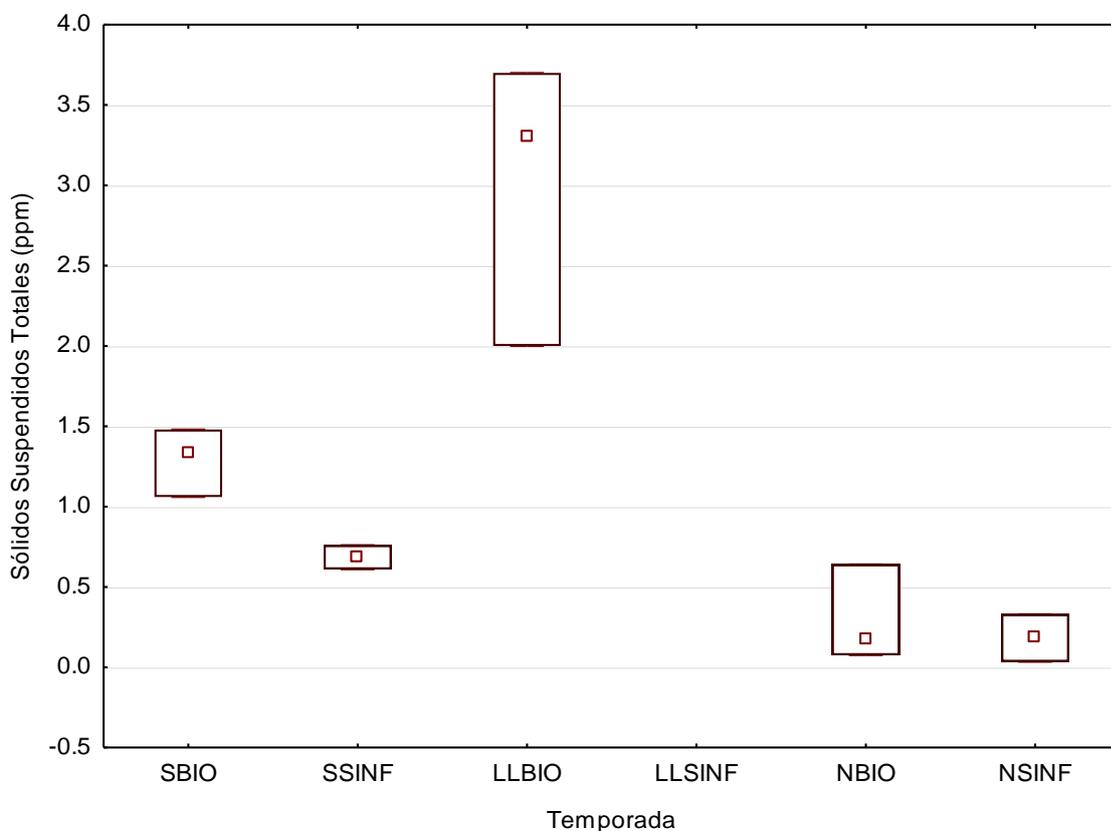


Figura 7. Distribución promedio de los sólidos suspendidos con respecto a las diferentes temporadas de muestreo.

Las concentraciones de sólidos suspendidos en cada sitio se deben a que los materiales sólidos incluyen partículas de sedimento, barro de las corrientes, plancton, desechos y partículas provenientes de las actividades chinamperas (García, 2003), además de nutrientes circundantes de las zonas de estudio, esto afecta la turbidez y olor que puede variar en función de la abundancia y tipo de células bacterianas y de microalgas que se encuentran presentes (Gill *et al.*, 2012).

La estrecha relación que existe entre la concentración de sólidos suspendidos y la calidad de agua se debe a su capacidad de absorción de contaminantes como plaguicidas y nutrientes, esto determina la turbiedad del agua y la absorción del calor (Dagne *et al.*, 2005).

Amonio

Las concentraciones de amonio tuvieron sus máximos en la zona del biofiltro durante la temporada de secas con 2.4 mg/L y durante la temporada de nortes en la zona sin filtro con 3.74 mg/L. Las concentraciones mínimas se presentaron en la temporada de nortes en biofiltro con un valor de 0.3 mg/l y 0 mg/L durante la temporada de lluvias en la zona sin filtro. En el caso de los factores químicos el análisis de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas entre ambas zonas durante la temporada de nortes ($p=0.01$) (Fig. 8).

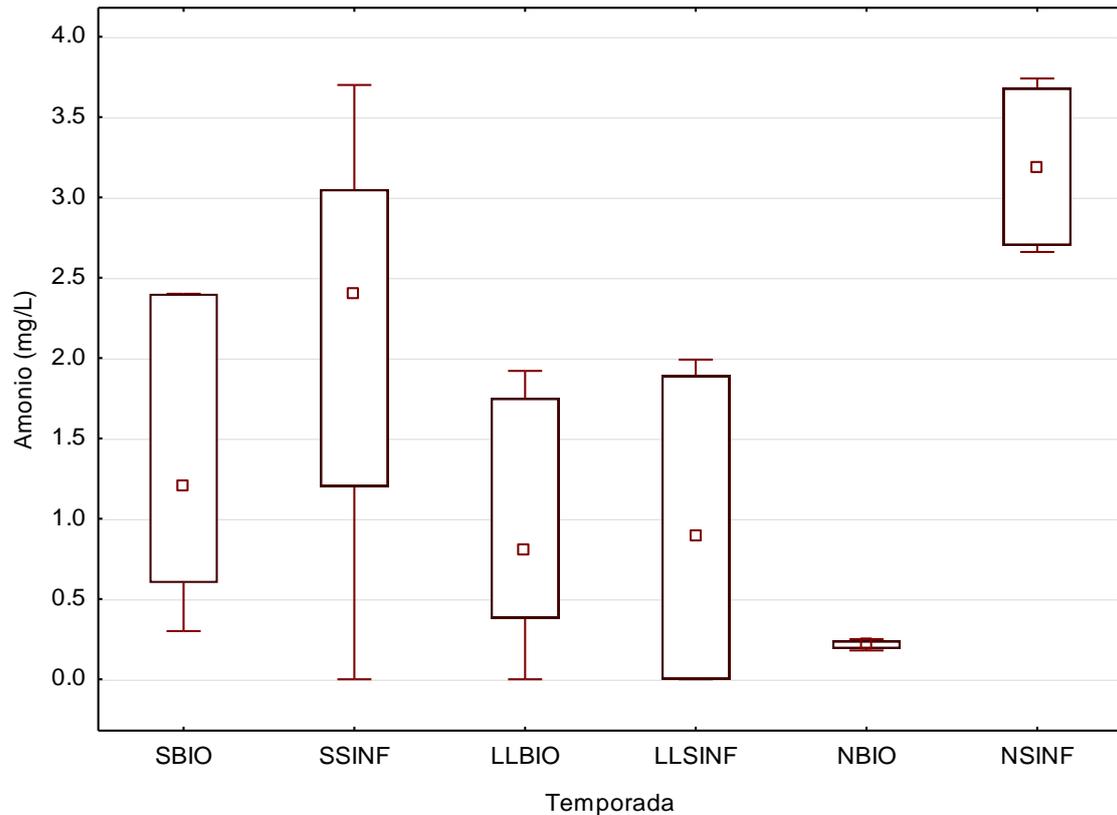


Figura 8. Concentraciones de amonio durante las temporadas de muestreo en el canal con biofiltro y sin biofiltro.

Las variaciones en las concentraciones de amonio determinan los procesos de nitrificación el cual lo realiza principalmente bacterias quimiolitótrofas mediante la oxidación directa del amonio a nitrito y de nitrito a nitrato (Kirchman, 2012). En condiciones adecuadas este proceso se genera de forma continua, sin embargo, en condiciones de bajas concentraciones de O_2 se produce óxido nitroso a partir de la oxidación de la hidroxilamina y el proceso nitrificación-desnitrificante en donde el NO_2 puede ser reducido a NO y posteriormente a N_2O , esto induce a su acumulación (Wrage *et al.*, 2018).

La dinámica de los compuestos nitrogenados también se debe a la presencia de plantas flotantes, las cuales disminuyen significativamente el potencial de hidrógeno, así como la temperatura superficial y los niveles de oxígeno disuelto, lo cual proporciona que los compuestos químicos más oxidados como nitratos y sulfatos tiendan a reducirse, y generen el incremento de amonio (Quiroz *et al.*, 2008).

Otro proceso que afecta estas concentraciones es la amonificación; proceso inverso a la asimilación del nitrógeno, por el cual diversos organismos heterótrofos llevan a cabo la degradación de materia orgánica para obtener energía y liberan amonio (NH_4^+), lo cual inhibe la actividad enzimática cuando existe una alta concentración de compuestos de amonio o amoniaco (NH_3^+) disueltos en la columna de agua y por lo tanto evita la fijación del N_2 atmosférico (Atlas y Bartha, 2002), este proceso puede ocurrir tanto en condiciones aeróbicas y anaeróbicas, esto genera condiciones óxicas (Gruber, 2008; Reddy y Inglett, 2014; Kirchman, 2018).

Fosfatos

Para el caso de los fosfatos, las concentraciones máximas se observaron en la temporada de secas para el biofiltro (8 mg/L) y lluvias para la zona sin filtro (5.3 mg/L), mientras que la concentración mínima en el biofiltro se presentó durante la temporada de nortes (1.5 mg/L) y en la zona sin filtro fue durante secas (3.3 mg/L). De acuerdo con el análisis de Kruskal-Wallis, se observaron diferencias entre la temporada de secas y nortes ($p=0.0004$) (Fig. 9).

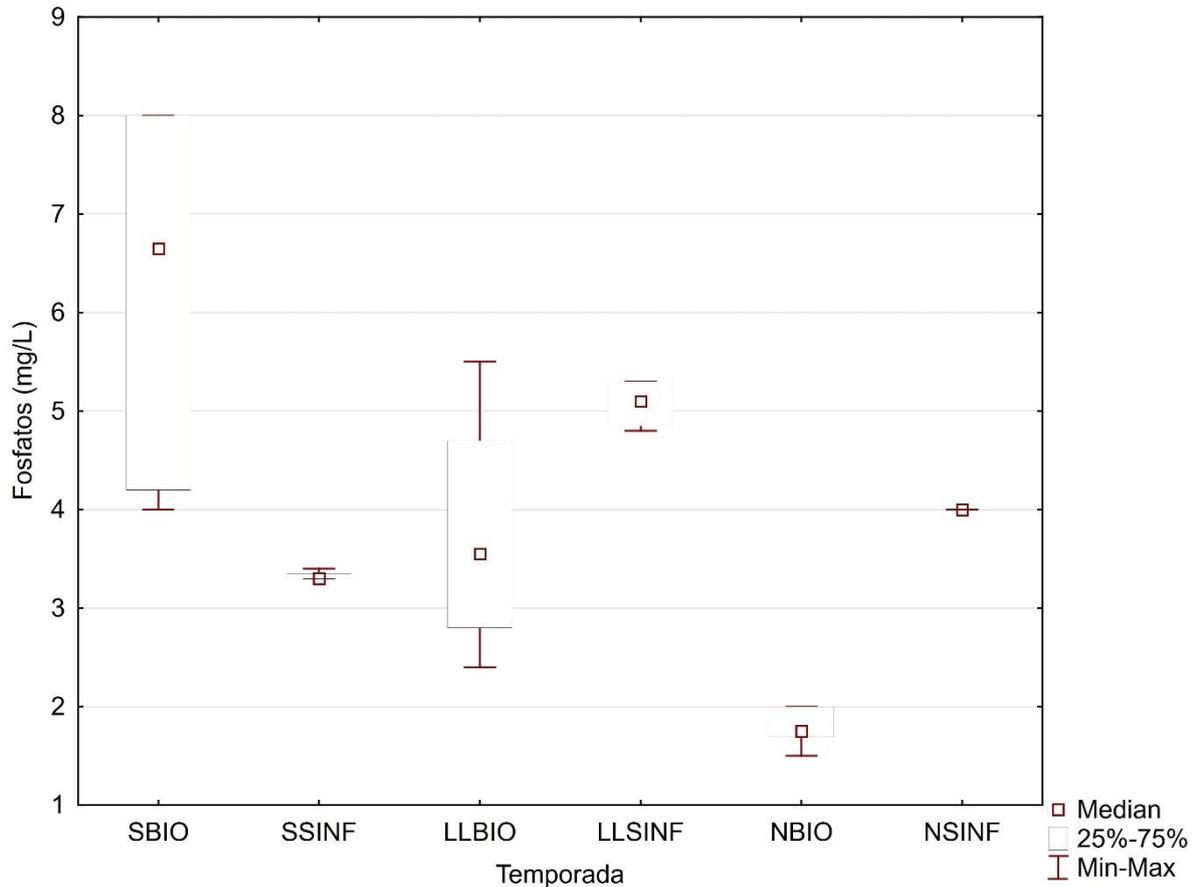


Figura 9. Concentraciones de fosfatos promedio durante las diferentes temporadas de muestreo.

El fósforo se considera como un oligoelemento, ya que se necesitan concentraciones pequeñas para el desarrollo de la vida acuática, por lo que este elemento puede perjudicar la dinámica de los ecosistemas acuáticos (Abdul-Salim *et al.*, 2020). Es común que el fósforo termine en cuerpos de agua debido a la filtración de suelos agrícolas estimulando el crecimiento de fitoplancton y en consecuencia de la cadena trófica, no obstante, su exceso puede provocar situaciones de anoxia con el crecimiento excesivo de plantas que requieran oxígeno en el agua (Abarca, 2007).

Las concentraciones de fosfatos en ambas zonas sobrepasan los límites permisibles de aguas contaminadas (0.1 mg/L) lo cual es indicador de contaminación (NMX-AA-029-SCFI-2001, 2001), el cual puede ser consecuencia de grandes cantidades de materia orgánica, así como la resuspensión del sedimento por el constante tráfico de la trajinera o la extracción de limo de los canales (Alonso, 2013). La contaminación antrópica por sustancias químicas puede generar exceso de nutrientes en forma de compuestos nitrogenados y/o formas de fósforo orgánico e inorgánico, la mayoría de

origen urbano o agrícola enriqueciendo el medio acuático, lo cual provoca un crecimiento exponencial de fitoplancton, en especial de microalgas, cianobacterias, diatomeas y clorofíceas (Bojorquez *et al.*, 2017).

Bioindicadores

Fitoplancton

En el caso del fitoplancton, se encontró la mayor diversidad de especies en la temporada de lluvias, con un total de 66 especies en la zona del biofiltro y 31 especies en el canal que no contenía el biofiltro. La menor diversidad se obtuvo durante la temporada de nortes con 34 especies en el biofiltro y 21 especies en la zona sin filtro (Fig. 10).

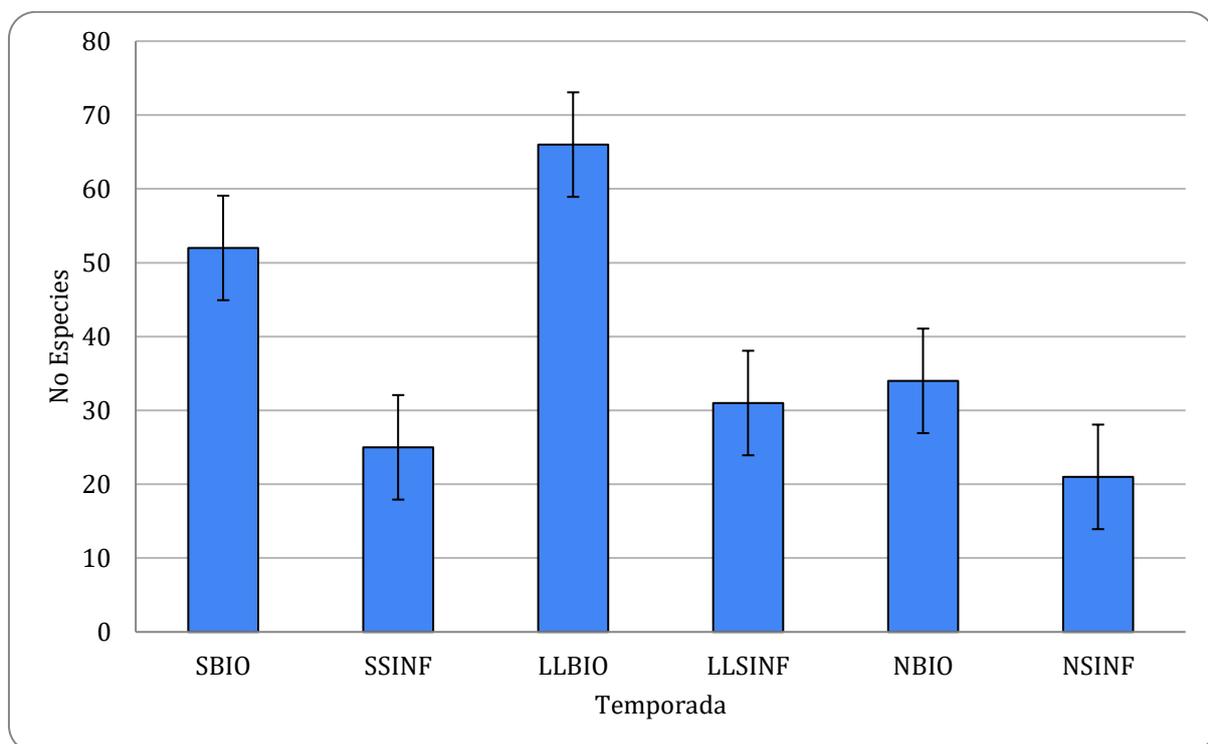


Figura 10. Número de especies de fitoplancton registradas en las diferentes temporadas

En el caso de abundancia total, se incrementó durante la época de nortes en el biofiltro obteniéndose 4552 organismos, en la zona sin filtro se observaron 1554 organismos. La menor abundancia se presentó durante la temporada de secas, para la zona con filtro se registró una abundancia de 1260 organismos, en la zona sin filtro se encontraron 175 organismos (Fig. 11).

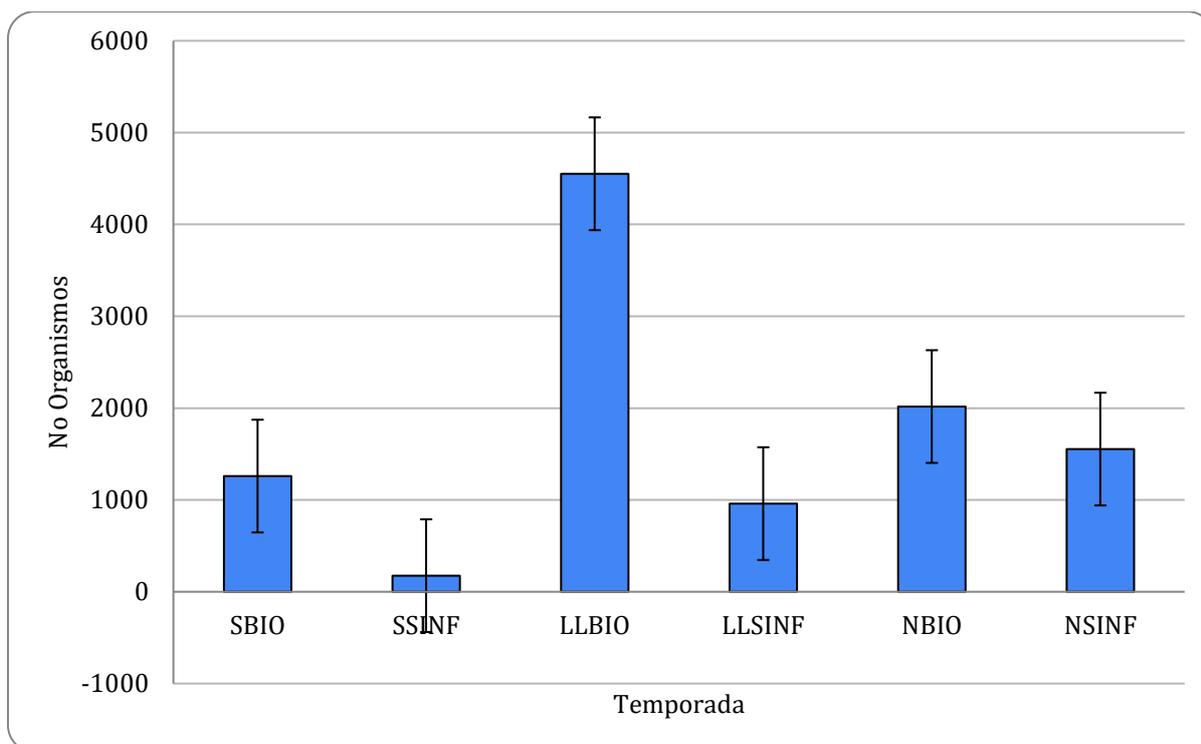


Figura 11. Numero de organismos fitoplanctónicos registrados durante las temporadas.

La especie más dominante en la zona de biofiltro fue *Trachelomonas allia* con una abundancia total de 1534 organismos, seguido por *Craticula cuspidata* con 908 organismos, *Euglena gracilis* con 868 organismos. *Cryptomonas ovata* con 837 organismos y *Asterocapsa sp.* con 594 organismos identificados. En el caso de la zona sin filtro la especie más dominante fue *Chlorogloea sp.* con 651 organismos, seguido por *Cyclotella meneghiniana* con 549 organismos, *Cocconeis placentula* con 406 organismos, *Phormidium aeruginosa* con 310 organismos y *Craticula cuspidata* con 292 organismos.

Algo que puede afectar al fitoplancton es la introducción de especies exóticas como las carpas y las tilapias, los cuales impactan las poblaciones de cladóceros, copépodos y ciliados que potencialmente pueden consumir cianobacterias, ya sea por efectos tróficos directos o en cascada (Makarewicz *et al.*, 2016). Así mismo, se ha reportado que la entrada no controlada de nutrientes en los cuerpos de agua puede alterar las comunidades acuáticas, en mayor medida el perifiton y en consecuencia a

los consumidores secundarios con cambios tanto en la calidad de alimento como en los siguientes niveles de la cadena trófica (Boisson y Perrodin 2006; Tien *et al.*, 2009).

La presencia de euglenófitas (*T. allia* y *E. gracilis*) en abundancia es un indicador de altas concentraciones de amonio en el agua, esto indica un grado de eutrofización, así mismo, las altas densidades fitoplanctónicas no permiten la penetración de la luz solar más que unos centímetros en la columna de agua, por lo que los fondos son afóticos, impidiendo el desarrollo de macrófitas sumergidas en la mayor parte de los canales (Bojorquez *et al.*, 2017).

Las Diatomeas se consideran bioindicadores idóneos, puesto que permiten cuantificar y calificar el nivel, así como la evolución de la contaminación de los ecosistemas (Arango *et al.*, 2008). Esto se debe a que gran parte de ellas tienen un tipo de hábitat determinado contando con condiciones fisicoquímicas especializadas como salinidad, temperatura, pH, nutrientes, entre otros (Pérez, 2022).

C. meneghiniana es una especie con una amplia tolerancia a las variaciones de salinidad por lo que puede habitar en ambientes de agua dulce como salobres (Hakansson, 2002). Es frecuente en los lagos de México que presentan aguas alcalinas, subsalinas a mesohalinas e hipersalinas (Lewandowska y Kosakowska, 2004).

C. placentula es común en aguas dulces, de una amplia distribución, particularmente en donde el pH es cercano a neutro o alcalino, es tolerante a contaminación orgánica moderada y eficiente en la incorporación de nutrientes (Gary y Corigliano, 2007).

C. ovata son comunes en hábitats de aguas dulce en todo el mundo y a mayores profundidades, generalmente de color marrón o verdoso, son muy útiles como indicadores de eutrofización, ya que sobrevive a condiciones de escasos o pocos nutrientes ya que no pueden subsistir en condiciones eutróficas (Escobar, 2020).

Las Cianobacterias (*Asterocapsa sp.*, *Chlorogloea sp.*, *P. aeruginosa*) constituyen una problemática a nivel global afectando la calidad del agua de los ecosistemas limnicos (Paerl y Otten, 2013). Estos organismos pueden crecer rápidamente acumulando altas biomásas y dominando el fitoplancton liberando cianotoxinas y metabolitos que pueden provocar a mamíferos (Chorus y Walker, 2021).

Clorofila a

Se observaron variaciones de las concentraciones de clorofila a durante las distintas temporadas de estudio, se registró una mayor concentración de clorofila en el biofiltro durante la época de secas con 0.017 mg/m^3 y su menor concentración durante nortes con 0.001 mg/m^3 , mientras que en la zona sin filtro su mayor concentración fue de 0.024 mg/m^3 durante la temporada de nortes y la menor concentración fue 0.003 mg/m^3 de durante lluvias. El análisis de Kruskal-Wallis no registró la existencia de diferencias significativas entre las temporadas y ambos sistemas (Fig. 12).

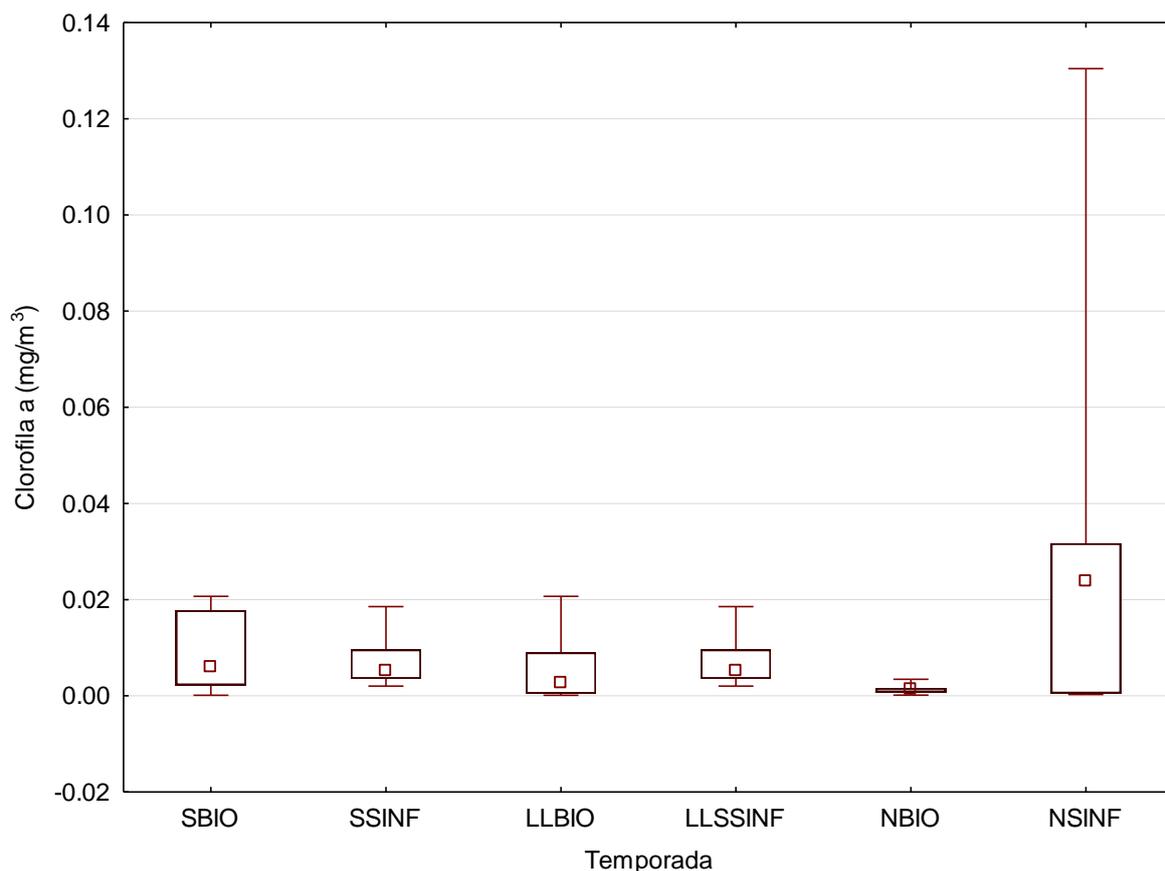


Figura 12. Concentraciones de clorofila a en las diferentes temporadas de muestreo.

Los factores que afectan las concentraciones de clorofila son los nutrientes como el N y P, la penetración de luz y la temperatura del agua promueven la proliferación de bacterias autótrofas y microalgas, esto determina la concentración de la biomasa fitoplanctónica (Bonancea *et al.*, 2012).

Se ha demostrado que en aguas dulces el perifiton es altamente sensible ante los cambios de salinidad, reduciendo así su productividad, lo que induce cambios en la composición de algas (Mazzei *et al.*, 2018). Las altas concentraciones en la salinidad

pueden generar un alto crecimiento de la biomasa algal, sin embargo, esto provocan una dominancia de cianobacterias y diatomeas tolerantes, lo que genera un aumento en la clorofila a (Cadeño *et al.*, 2013).

En ambientes altamente enriquecidos y productivos, la acumulación y descomposición de materia orgánica genera el aumento de algunos pigmentos, los cuales pueden interferir en la cuantificación de la clorofila a, al igual que los feoforbidos y feofitinas, productos de la degradación de la clorofila. Así mismo, los carotenoides podrían interferir fuertemente en la determinación por espectrofotometría (Hernández *et al.*, 2023).

Índice de Integridad Biótica

En el caso del Índice de Integridad Biótica (IIB) para la zona del biofiltro, se obtuvo un valor de 60, lo que indica una calidad regular del agua de la zona. El análisis así mismo mediante el índice de Shannon-Wiener se observó que hay una baja diversidad con un valor de 1.069, debido a la dominancia de *Heterandria bimaculata* con 136 organismos (Tabla 1) el cual es originario de América Central y registrado en los canales de Xochimilco y todo el Valle de México (Espinoza *et al.*, 1993).

Tabla 1. Índice de Integridad Biótica adecuado a las especies capturadas en la zona del biofiltro de los canales terciarios de lago de Xochimilco.

Parámetro	Pobre (0)	Regular (5)	Bueno (10)
Diversidad (Shannon)	1.069		
Porcentaje de especies tolerantes a la hipoxia			2
No de especies nativas	4		
Porcentaje de individuos de especies bentónicas	1		
No de especies sensibles			4
Porcentaje de individuos de especies tolerantes			2%
Porcentaje de individuos especies exóticas			2
porcentaje de individuos omnívoros	99%		
Porcentaje de individuos de especies vivíparas			98
No. De especies de la columna de agua ó zona pelágica			5

Algo que se observó es que el biofiltro sirve de barrera física que impide la entrada de especies exóticas, sin embargo, se llegaron a observar esos peces como *Oreochromis spp* o *Cyprinus carpio*, aunque con abundancias bajas, esto se debe al manejo cultural que se realiza en los canales terciarios, donde los chinamperos las extraen del canal, evitando así que estas puedan proliferar y desplazar especies endémicas como *Xiphophorus variatus* y *Goodea atripinnis* o nativas como *Poeciliopsis gracilis* y *Heterandria bimaculata*, las cuales están presentes en la zona con las mayor abundancias (Fig. 13).

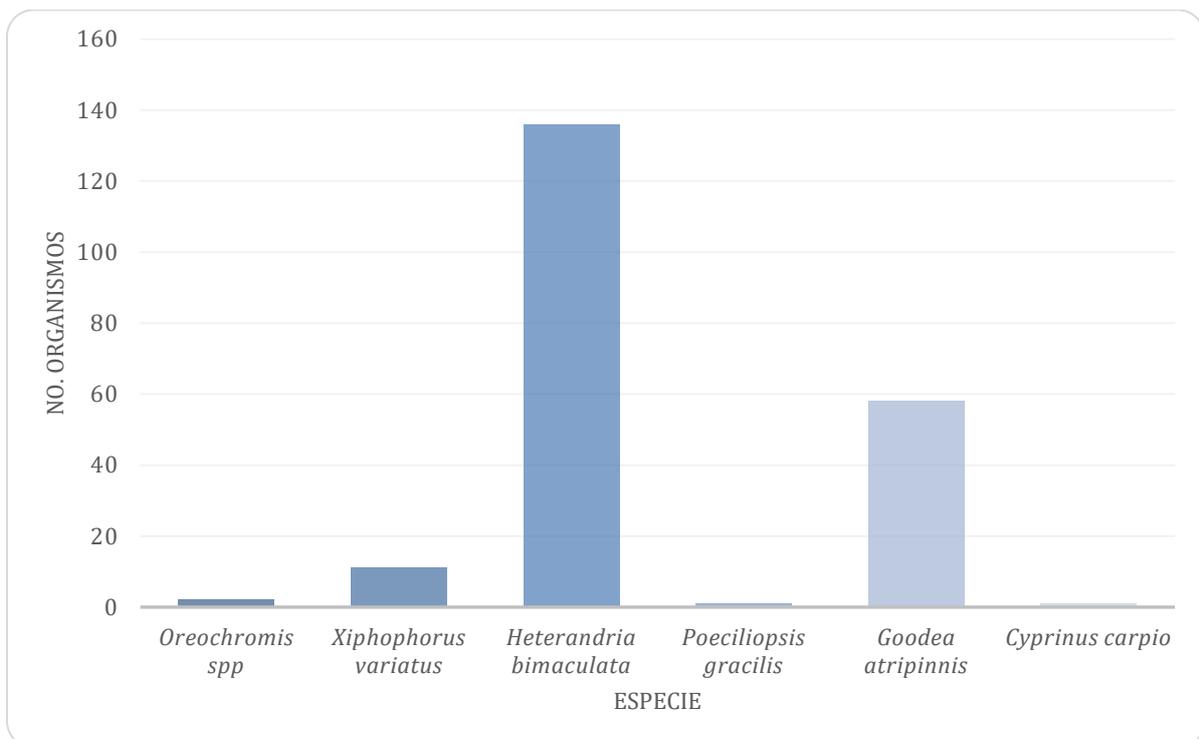


Figura 13. Numero de organismos de la ictiofauna presente en el biofiltro

Algo que llega afectar las poblaciones de los peces es la alteración del parámetros fisicoquímicos en los cuerpos de agua, como el caso de la eutrofización, la cual propicia un crecimiento desmedido de las poblaciones de cianobacterias, muchas de las cuales liberan toxinas, disminuyen el oxígeno en el agua, y desplaza o elimina a las diferentes especies de zooplancton y peces en la zona, al generar una degradación de los servicios ambientales del cuerpo de agua (Bojorquez *et al.*, 2017).

De acuerdo con Espinoza *et al.*, (1993) *Heterandria bimaculata* es de distribución muy amplia desde el sur de Veracruz hasta Nicaragua, actualmente se encuentra introducida artificialmente en cuerpos de agua como en los canales de Xochimilco. Este se puede encontrar en aguas lenticas de claras a turbias habitando en lugares sombreados y de sustrato fangoso, es herbívora y se encuentra asociada plantas acuáticas y algas.

En el caso de *Goodea atripinnis* este se encuentra en la vertiente del Pacífico y el centro del país, es un pez omnívoro que consume principalmente algas filamentosas, crustáceos pequeños y moluscos, viviendo en lagos, estanques, ríos y arroyos con aguas claras o turbias y de poca corriente estando relacionada con la vegetación acuática (Miller, 2005).

Xiphophorus variatus es una especie distribuida en la vertiente central del Golfo de México en zonas de Veracruz, San Luis Potosí, Hidalgo y Puebla, se ha registrado en zonas de escasa corriente y profundidad en sustratos con poca arcilla, en aguas claras o turbias con vegetación acuática tolerando aguas poco oxigenadas y niveles altos de CO₂, sobreviviendo en condiciones adversas como estanques casi secos y temperaturas de 30°C (Miller, 2005). Esta especie se alimenta de restos orgánicos, de origen animal y vegetal en la capa superior de sedimento, así como de pequeñas porciones de plantas y microorganismos durante el ramoneo (Tlalpalchicatl, 1990).

Análisis de sedimentos

En el caso de la estructura sedimentaria, los limos fueron los más abundantes en todas las zonas de estudio, teniendo una mayor proporción en la estación Bio 2 con un 68.46% seguido por las arenas en la zona Sin F1 con un 26.46% y por último las arcillas teniendo su mayor proporción en el Bio 1 con un 18.45% (Fig. 14).

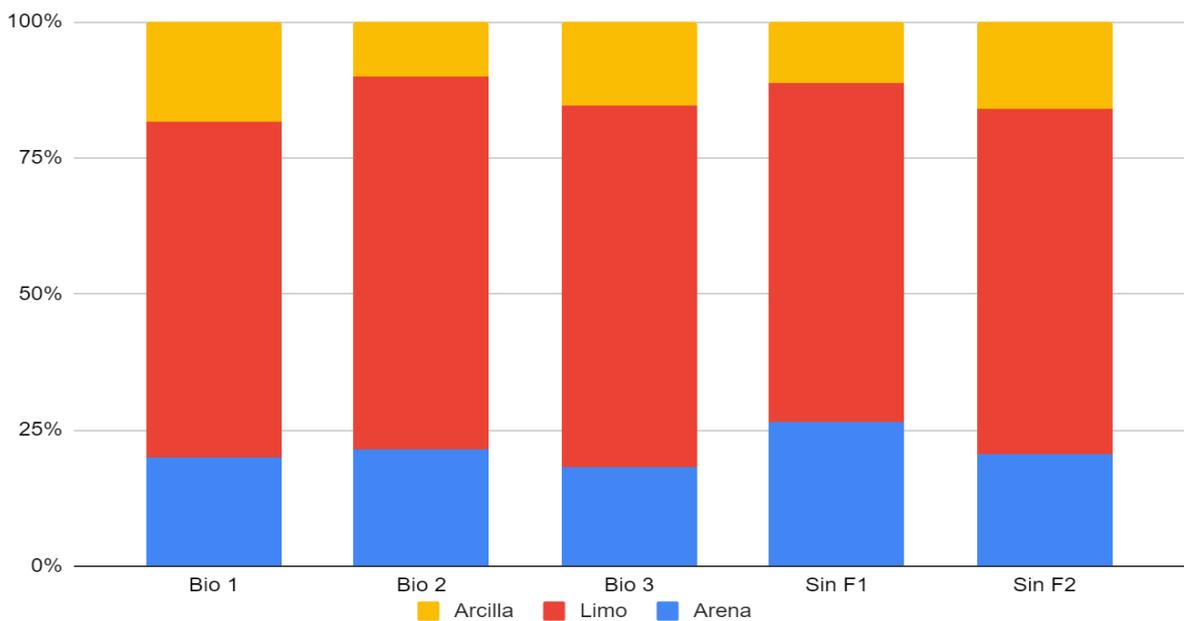


Figura 14. Proporción de sedimentos totales con respecto a zonas y estaciones de muestreo.

De acuerdo con el diagrama de Shepard, todos los muestreos tienen una composición arcillo limosa, lo cual concuerda con el tipo de suelo registrado en la zona, ya que son suelos de tipo andosol mólico, tiene una textura fina, con un contenido de arcillas que no pasan del 20 a 25% de su estructura total y con muy pocas arenas. Su estabilidad estructural le permite tener una formación porosa, con una densidad relativamente baja y una permeabilidad muy elevada (Muñoz *et al.*, 2011).

La zona chinampera de Xochimilco tiene grandes concentraciones de arcillas debido al proceso de acumulación, alteración fisicoquímica de materiales aluviales, así como la ceniza volcánica en la zona lacustre donde existía grandes concentraciones de microorganismos y vegetación acuática (Targulian y Krasilnikov, 2007).

Estos suelos son mayoritariamente lacustre y palustres, presentan un alto contenido de materia orgánica y una tonalidad muy oscura. Debido a la presencia de mantos freáticos cercanos se pueden clasificar como antrosoles, y se derivan de los procesos de formación de la chinampería y las actividades antropogénicas, favoreciendo la formación de una capa orgánica de aproximadamente 50 cm de espesor (Trujillo, 2016), es importante mencionar que existe una degradación del suelo en la zona

chinampera de Xochimilco, esto determina la pérdida de equilibrio de sus propiedades, manteniendo una limitación de su productividad.

Conclusiones

El biofiltro mejoró los parámetros y la calidad del agua, debido a su estructura y función, el cual presenta ventajas ambientales de biorremediación, es un método sustentable que puede ser fácilmente replicable en otros canales circundantes.

Los factores físico-químicos entre ambas zonas presentaron diferencias estadísticas significativas al presentarse una disminución tanto en el amonio como en los fosfatos en la zona del biofiltro, los cuales pueden ser perjudiciales en altas concentraciones para la biota presente en los canales, mientras en el caso del oxígeno disuelto presento una mayor concentración en la misma zona, esto beneficia directamente a la flora y fauna, evitando así que se generen ambientes anóxicos los cuales son tóxicos para ciertos organismos, así como la proliferación de cianobacterias.

De acuerdo con los bioindicadores hubo una mayor abundancia y diversidad de especies fitoplanctónicas en el biofiltro, ya que dependiendo de las concentraciones de nutrientes y condiciones climáticas propicia el crecimiento de fitoplancton, el cual se beneficia y favorece el intercambio gaseoso al oxigenar la zona. En el caso de ictiofauna solo se presentó en el biofiltro, demostrando que el diseño puede generar las condiciones idóneas para la proliferación de esta, así como ser un reservorio de especies endémicas y nativas de la zona, evitando el paso de especies invasoras, al servir como barrea física.

El análisis sedimentario comprobó que no existieron diferencias en la estructura de los materiales de fondo, teniendo una composición limo arcillosa concordando el tipo de suelo, al registrarse en la zona suelos de tipo andosol molico, los cuales permiten dar las condiciones para la retención de agua y nutrientes que caracterizan la ZLX.

Agradecimientos

Finalmente quiero dar mis agradecimientos al señor Dionisio Eslava Sandoval líder de la asociación Tlacuache Chinampero por permitirme ser parte de la de la creación del biofiltro, como también de permitirme hacer las pruebas correspondientes para evaluar su efectividad en la zona chinampera donde ellos trabajan.

Bibliografía

Alonso, D. J. (2013). *Evaluación de calidad de las aguas de arroyo Aguapey (Paraguay) mediante el empleo de macro invertebrados como bioindicadores* [Tesis de Maestría en Gestión Ambiental] Universidad Nacional de Itapúa, Paraguay. Recuperado de <https://www.conacyt.gov.py/sites/default/files/TES-BN-025.pdf>.

Arango, M. C., Álvarez, L. F., Arango, G. A., Torres, O. E., & Monsalve, A. D. J. (2008). Calidad del agua de las quebradas la Cristalina y la Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista Eia*, (9), 121-141.

Baeza, G. E. (2016). Calidad del agua. Biblioteca del Consejo Nacional de Chile. Asesoría técnica parlamentaria.

Berdeja, N. D. J. (2022). Evolución físico-química del corredor turístico del Canal Nacional y zona lacustre adyacente de Xochimilco, durante un período de 9 años.

Bertics, V. J., & Ziebis, W. (2009). Biodiversity of benthic microbial communities in bioturbated coastal sediments is controlled by geochemical microniches. *The ISME journal*, 3(11), 1269-1285.

Boisson, J. C., & Perrodin, Y. (2006). Effects of road runoff on biomass and metabolic activity of periphyton in experimental streams. *Journal of Hazardous Materials*, 132(2-3), 148-154.

Bojórquez, C. L., Magallón, A. F., Esquivel, H. A., & Latournerié, C. J. (2017). Contaminación química y biológica en la zona lacustre de Xochimilco. *Serie Académicos CBS, UAM-Xochimilco*, 51-88.

Bryan, K. (1948). Los Suelos Complejos y Fósiles de la Altiplanicie de México en Relación a los Cambios Climáticos. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 13(1), 1-20. <http://www.jstor.org/stable/44175948>

Carrera, R. C., & Fierro, P. K. (2001). *Manual de monitoreo de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. EcoCiencia.

Cañedo, A. M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., & Schulz, C. J. (2013). Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environmental pollution*, 173, 157-167.

Castillo, R. F., Roldán, M., Blasco, R., Huertas, M., Caballero, F., Moreno, C., y Martínez, M. (2005). *Biotecnología ambiental*. S.L. Madrid: Editorial Tébar.

Ceballos, G. (2003). Ficha informativa de los humedales Ramsar (FIR). *Ramsar.org*.

Chorus, I., & Welker, M. (2021). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management (p. 858).

de la Lanza, E. G., & Figueroa, J. L. A. (1990). *La acuicultura en México: de los conceptos a la producción*. Universidad Nacional Autónoma Mexicana.

Delgado, H., & Perez, W. (2011). Biofiltros domiciliarios: filtros biológicos para la remoción de nutrientes de aguas grises. *Nicaragua: CONICYT*.

Denisse, S. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010: Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo.

Diaz, C. A. (2006). Las Chinampas, una Forma Renovada de Agricultura Ecológica Milenaria. Grupo Parlamentario del PRD, Cámara de Diputados, Congreso de la Unión, LIX Legislatura.

Escobar, C. S. D. (2020). Determinación de microorganismos considerados indicadores biológicos de eutrofización en la laguna Huacracocha Huancayo en el período abril a septiembre del año 2019. [Título Ingeniería Ambiental] Universidad Continental.

Espinosa, A. C., & Mazari, H. M. (2007). Pueblos indígenas de México y agua: Xochimilcas. *Atlas de culturas del agua en América Latina y el Caribe*.

Espinosa, P. H., Fuentes, M. P., Gaspar, D. M., & Arenas, V. (1993). Notes on Mexican ichthyofauna. *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*, 229-251.

Ezcurra, E. & Mazari, H. M. (1996). Are megacities viable? A cautionary tale from Mexico City. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 38(1):6–35.

Ferrara, G. M., Hernández, H. M., Angeles, V. J., Ponce, M. A., Figueroa, T. M. & Vargas, S. C. (2014). La nitrificación microbiana como indicadora de la calidad del

agua en los canales de la zona chinampera de Xochimilco (México). *Revista Digital E-Bios*, 35-44.

Figuroa, T. M., Arana, M. F., Almanza, E. S., Ramos, E. M., & Ferrara, G. M. (2015). Microalgas del Área Natural Protegida Ejidos de Xochimilco San Gregorio Atlapulco, México. *CienciaUAT*, 9(2), 15-29.

Flores, A. O., Manríquez, R., Bustamante, C., Murillo, E., Sánchez, Y., & Palma, A. (2021). Programa de adaptación basado en ecosistemas para el Área Natural Protegida "Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco". Pronatura México A.C. Proyecto Cuencas Verdes: Adaptándonos al futuro. Ciudad de México.

Gamarra, Y., Restrepo, R., Cerón, V. A., Villamizar, M., Arenas, R., Vega, C. I., & Avila, A. A. (2017). Aplicación del protocolo CERA-S para determinar la calidad ecológica de la microcuenca Mamarramos (cuenca Cane-Iguaque), Santuario de Fauna y Flora Iguaque (Boyacá), Colombia. *Biota Colombiana*, 18(2), 11-29.

Gari, E. N., & Corigliano, M. D. C. (2007). Spatial and temporal variations of *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenb.) 1854 Grunow, 1884 in drift and periphyton. *Brazilian Journal of Biology*, 67, 587-595.

Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción+ limpia*, 7(2), 52-73.

González, C. E., & Torres, V. C. I (2014). La sustentabilidad agrícola de las chinampas en el valle de México: caso Xochimilco. *Revista Mexicana de agronegocios*, 34(2014).

González, P. A., Ensástiga, E., Chiapa, F., y Ruz, V. N. (2016). Las Chinampas Patrimonio Mundial de la Ciudad de México. *Economía Cultural y Educación para la Paz (MEC-EDUPAZ)*, 1(11), 158-190.

Goyenola, G. (2007). Red de monitoreo ambiental participativo de sistemas acuáticos. *Obtenido de REDMAPSA. Guía para la utilización de las Valijas Viajeras.*

Gruber, N. (2008). The marine nitrogen cycle: overview and challenges. *Nitrogen in the marine environment*, 2, 1-50. Elsevier.Inc.

Hernández, G. G., Manrique, O. B., Camaraza, B. M., Rodríguez, A. H., Montero, M. E. M., & Almeida, E. D. (2023). Reusing of Urban Wastewater Treated for Irrigation Purposes of Stabilization Ponds. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 32(4), 1-6.

Herrera, V. W. A., & Rey, C. A. Z. (2018). Implementación de biofiltro como agente depurador de aguas residuales del conjunto Aranjuez II, en el municipio de Villavicencio Meta. *Universidad Cooperativa De Colombia*.

Hill, D. D., Owens, W. E., Tchounwou, P. B. (2005). Comparative Assessment of the Physico-Chemical and Bacteriological Qualities of Selected Streams in Louisiana. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2, 94-100. <https://doi.org/10.3390/ijerph2005010094>

Hong, Y., Wu, J., Wilson, S., & Song, B. (2019). Vertical stratification of sediment microbial communities along geochemical gradients of a subterranean estuary located at the Gloucester Beach of Virginia, United States. *Frontiers in microbiology*, 9, 3343.

Jiménez, B. E. (2001). La contaminación ambiental en México. Colegio de Ingenieros Ambientales de México A.C. Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMSCA. Editorial Limusa.

Jiménez, M. M. (2013). Resiliencia Y Adaptabilidad Del Sistema Chinampero De Xochimilco. [Doctoral dissertation, Tesis de licenciatura en geografía]. Universidad Nacional Autónoma de México.

Kaur, P., & Parihar, L. (2014). Bioremediation: Step towards Improving Human Welfare. *Annual Research & Review in Biology*, 4(20), 3150–3164.

Kirchman, D. L. (2018). *Processes in microbial ecology*. Oxford University Press.

Kuzmanovic, M., Dolédec, S., de Castro, C. N., Ginebreda, A., Sabater, S., Muñoz, I., & Barceló, D. (2017). Environmental stressors as a driver of the trait composition of benthic macroinvertebrate assemblages in polluted Iberian rivers. *Environmental research*, 156, 485-493.

Lewandowska, J., & Kosakowska, A. (2004). Effect of iron limitation on cells of the diatom *Cyclotella meneghiniana* Kützing. Institute of Oceanology. *Oceanologia*, 46(2).

Lewis, D. W. (1984). *Practical sedimentology*. Van Nostrand Reinhold. USA. 229 p.

Mazzei, V., Gaiser, E. E., Kominoski, J. S., Wilson, B. J., Servais, S., Bauman, L., Davis, S. E., Kelly, S., Sklar, F. H., Rudnick, D. T., Stachelek, J., & Troxler, T. G. (2018). Functional and Compositional Responses of Periphyton Mats to Simulated.

Mendoza, C. X. (2018). Las chinampas del humedal de Xochimilco: sistemas de biorremediación para la sostenibilidad. *Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada*.

Merlín, U. Y., González, E. C. E., Contreras, H. A., Zambrano, L., Moreno, C. P., & Astier, M. (2013). Environmental and socio-economic sustainability 127 of chinampas (raised beds) in Xochimilco, Mexico City. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 11(3), 216–233.

Mesa, A. M. del C. (2011). El ahuejote en la restauración del paisaje de Xochimilco. *Bitácora Arquitectura*, (18), 50–53.

Miller, R. R., & Minckley, W. L. (2005). Freshwater fishes of Mexico.

Moreno, E. (2006). Biofiltro una opción sostenible para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas localidades. *Water and Sanitation Program*, 11-14.

Moya, N., Tomanova, S., & Oberdorff, T. (2007). Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams conditions in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia*, 589, 107-116.

Muñoz, V. J. A., Oleschko, L. K., Velásquez, V. M. A., Velázquez, G. J. D., Martínez, M. M., & Figueroa, S. B. (2011). Propiedades físicas de un Andosol mólico bajo labranza de conservación. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 2(SPE1), 151-162.

NMX-AA-029-SCFI-2001. (2001). Análisis de aguas-determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba. Secretaría de Economía. *Diario Oficial de la Federación*.

Ortega, E. H., & Velázquez, M, M. (2000). Caracterización de los suelos y aguas de la zona de chinampas de Xochimilco. *DF México, DF*.

Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial ecology*, 65, 995-1010.

Paniagua, M. J., & Rosales, A. (2015). Marine Bioremediation - A Sustainable Biotechnology of Petroleum Hydrocarbons Biodegradation in Coastal and Marine Environments. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 06(02).

Pérez, L. I. T. (2022). Macroinvertebrados y diatomeas como bioindicadores en el estudio de la calidad de agua del río Actopan en la localidad El Zapotito, en el municipio de Úrsulo Galván, Veracruz. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.

Pérez, R. A., Márquez, G. (2017). Sedimentología. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.

Quiroz, F. A., Miranda, A. M. G., & Lot, H. A. (2008). Estudio comparativo de algunas variables fisicoquímicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con y sin *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach. *Polibotánica*, (25), 127-133.

Reddy, K. R., DeLaune, R. D., & Inglett, P. W. (2022). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC press. (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429155833>

Reguerín, L. A. (2004). Edafología Para la Agricultura y el Medio Ambiente. Madrid, España Ediciones Mundi-Prensa.

Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., & Zurek, M. B. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis*. A report of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press.

Reyes, A., Galicia, M., & Ramos, R. (2015). Dinámica de micronutrientes, sustancias húmicas y enzimas en la zona lacustre Xochimilco-San Gregorio-Tláhuac, México, D.F. 1er Congreso Iberoamericano Sobre Sedimentos y Ecología., 1–8.

Righi, C. K. O., Roche, K. F., Froehlich, O., & Cavallaro, M. R. (2010). Structure of macroinvertebrate communities in riffles of a Neotropical karst stream in the wet and dry seasons. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, 306-316.

Roldán, P. G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274.

Salim, N. A. A., Abdullah, N. H., Ahmad, N., & Puteh, M. H. (2020). Phosphorus and eutrophication in water. *Issues and Technology in Water Conatminants*, 121-137.

Saltwater Intrusion in the Southern Everglades. *Estuaries And Coasts*, 41(7), 2105-2119. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0415-6>

Sánchez, O. (2007). Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*, 11.

Silva, L., Romero, F. J., Velázquez, A., y Almeida-Len, L. (1999). La vegetación de la región de montaña del sur de la Cuenca de México. Biodiversidad de la Región de montaña del sur de la cuenca de México. *Universidad Autónoma Metropolitana y Secretaría de Medio Ambiente Ciudad de México*. Ciudad de México, México, pp. 65–92.

Solano, P. J. (2005). *Determinación de fósforo total, nitrógeno y carbono orgánico en sedimentos del Lago de Tota Boyacá, Colombia* [Doctoral dissertation, Tesis Profesional, Universidad de los Andes]. Repositorio Universidad de los Andes.

Solís, C. Y., Zúñiga, Z. L. A., & Mora, A. D. (2018). La conductividad como parámetro predictivo de la dureza del agua en pozos y nacientes de Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 31(1), 35-46.

Targulian, V. O., & Krasilnikov, P. V. (2007). Soil system and pedogenic processes: Self-organization, time scales, and environmental significance. *Catena*, 71(3), 373-381.

Thamara, M. F. D. (2023). *Importancia de los servicios ambientales en la zona chinampera de Xochimilco y Cuemanco, México* [Doctoral dissertation, Universidad Nacional Autonoma de Mexico].

Terrones, L. M. G. (2006). Xochimilco sin arquetipo: historia de una integración urbana acelerada. *Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales Scripta. Nova*, 10(218), 1-20.

Tien, C. J., Wu, W. H., Chuang, T. L., & Chen, C. S. (2009). Development of river biofilms on artificial substrates and their potential for biomonitoring water quality. *Chemosphere*, 76(9), 1288-1295.

Tlalpachícatl, R. L. (1990). Caracterización ecológica de la población de *Poecilia gracilis* en los Canales y lagunas de del ecosistema lacustre Xochimilco. [Informe de Servicio Social en Biología]. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.

Trujillo, C. P. (2016). "Caracterización de la materia orgánica en sedimentos de los canales de Xochimilco". [Tesis de Maestría]. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

UAM. (2007). Estudio de monitoreo de especies silvestres en zona chinampera de Xochimilco. Fecha de consulta 02/07/2023

Wrage, M. N., Horn, M. A., Well, R., Müller, C., Velthof, G., & Oenema, O. (2018). The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited. *Soil Biology and Biochemistry*, 123, A3-A16.

Zamora, H. (2007). El índice BMWP y la evaluación biológica de la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos epicontinentales naturales de Colombia. Memorias XL Congreso Nacional de Ciencias Biológicas, Santiago de Cali. *Revista ACCB*, 17, 231-231.

Zunino, M. (2016). Le quarantième anniversaire de l'INECOL. Quelques réflexions à propos d'une éminente Institution scientifique mexicaine. *Acta zoológica mexicana*, 32(3), 380-384.

Zambrano, L., Valiente, E., & Vander Z. M. J. (2009). Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biological Invasions*, 12, 3061-3069.

Visto bueno de asesores



ASESORA INTERNA:

Dra. María del Carmen Monroy Dosta
Dpto. El Hombre y su Ambiente
Universidad Autónoma Metropolitana
No. Económico: 8906



ASESOR INTERNO:

M. en E. A. Ezel Jacome Galindo Pérez
Dpto. El Hombre y su Ambiente
Universidad Autónoma Metropolitana
No. Económico: 44093



Gabriel Eduardo Hernández López
Matrícula: 2153082659