



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE REFUGIOS A PARTIR DE ESPECIES
INDICADORAS DE MICROCRUSTÁCEOS DE ZOOPLANCTON PARA LA
CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD ACUÁTICA EN XOCHIMILCO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

Limnología

PRESENTA:

VANIA ANAID MENDOZA SOLIS

TUTOR(A) O TUTORES PRINCIPALES:

DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ

(INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM)

COMITÉ TUTOR:

DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
(FES IZTACALA)

DRA. ELIZABETH ORTEGA MAYAGOITIA
(FES IZTACALA)

DR. ZENÓN CANO SANTANA
(FACULTAD DE CIENCIAS)

DR. EDUARDO ALBERTO PÉREZ GARCÍA
(FACULTAD DE CIENCIAS)

CIUDAD UNIVERSITARIA, MÉXICO, CD. MX., ABRIL, 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.



**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE REFUGIOS A PARTIR DE ESPECIES
INDICADORAS DE MICROCRUSTÁCEOS DE ZOOPLANCTON PARA LA
CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD ACUÁTICA EN XOCHIMILCO**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
Limnología

PRESENTA:
VANIA ANAID MENDOZA SOLIS

TUTOR(A) OTUTORES PRINCIPALES:
DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ
(INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM)

COMITÉ TUTOR:
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
(FES IZTACALA)
DRA. ELIZABETH ORTEGA MAYAGOITIA
(FES IZTACALA)
DR. ZENÓN CANO SANTANA
(FACULTAD DE CIENCIAS)
DR. EDUARDO ALBERTO PÉREZ GARCÍA
(FACULTAD DE CIENCIAS)

MÉXICO, CD. MX., MARZO, 2023

DEDICATORIA

*A mis sueños
A mi familia y amigos
A ti, pedacito de paraíso
¡Lo logramos!*

*“Mi ciudad es chinampa en un lago escondido...”
-Eduardo Salas y Guadalupe Trigo*

*“No podríamos amar tanto la tierra si no hubiéramos
vivido en ella, si no fuera la misma tierra donde cada
primavera crecían las mismas flores que recogíamos
con nuestros dedos diminutos...”
-George Elliot*

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, por otorgarme diferentes herramientas, aptitudes y conocimientos que han contribuido a mi carrera profesional y que me han permitido ser una mejor profesionista.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por brindarme el apoyo financiero durante toda mi estancia en la maestría en el periodo de 2020 – 2022.

Al Dr. Luis Zambrano, por todo el apoyo, la confianza y los aprendizajes que adquirí en mi estancia en el laboratorio. Estoy segura que es una gran fuente de inspiración para más de una persona, y que su compromiso, pasión, conocimiento e interés por causas sociales y ambientales, contribuyen a romper los paradigmas de la ciencia tradicional y nos motivan a buscar soluciones más sistémicas.

A mi comité tutor, la Dra. Elizabeth Ortega, el Dr. Alfonso Lugo, el Dr. Zenón Cano y el Dr. Eduardo Pérez, gracias por todas sus enseñanzas, su tiempo y paciencia. Sin ustedes esta investigación no pudo haberse hecho realidad.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Si algo aprendí durante este camino, es que a veces necesitamos perdernos un poquito para saber cuál es el correcto. Sé que durante estos años viví todo un reencuentro con todos mis sueños y deseos que en algún punto parecieron demasiado lejanos, pero hoy puedo decir que están más cerca y que mi presente es mucho mejor de lo que alguna vez imaginé. He tenido la fortuna de que en cada etapa de mi vida he estado acompañada de personas increíbles de las que he aprendido tanto y que han dejado una huella en mí. Dicen por ahí que somos todas las personas que conocemos, creo que es verdad, llevo conmigo un cachito de todos aquellos que han impactado mi vida en mayor o menor medida.

Ni mil vidas me alcanzarían para agradecerle a mi familia, a mis papás y hermanas, todo el apoyo, amor y soporte que representan para mí. Gracias por siempre estar, por creer en mí, por darme tiempo y espacio, por impulsarme a superarme día con día, por alentarme a seguir todos los sueños tan locos que tengo y que a veces parecen inalcanzables. Cada día agradezco a la vida por poder crecer a lado de los seres más bonitos de esta Tierra, porque son parte de mí y siempre será así. Gracias a mis tíos, primos, sobrinos y abuelitos porque cada reunión es una oportunidad para conocer más de ustedes y para crecer en más de una manera.

André, Danny, Vivi, Annie, Said y Saúl, gracias por todos los momentos donde nos duele la panza de tanto reír, por donde nos ponemos a llorar, gracias por los viajes, los conciertos, las pláticas profundas y no tan profundas, por recordarme que la vida es tan sencilla como sentarse en Chapultepec con changuitos en la cabeza comiendo papitas. Gracias por seguir aquí. Por cierto, ya nos faltan 13 años para los 40.

Uno de los regalos más bonitos que pudo darme el Posgrado fue conocer a mis cómplices, compañeros de sufrimiento y que con el tiempo se hicieron amigos, Mon, Alfre, Alonso y Vian, gracias porque a pesar de las circunstancias nos mantuvimos cerquita y logramos generar recuerdos catando cada puestito en CU, videollamando por horas, dejando el corazón en cada concierto de División y alimentando el espíritu hippie visitando ballenas. Gracias porque tenerlos me recuerda que siempre encontraremos personas que nos inspiran a perseguir nuestros sueños, aunque a veces el camino se ponga un poquito difícil.

Quiero agradecer al que, por ahora, es mi lugar: el LRE. Estoy tan feliz de pertenecer a un equipo como éste, donde cada día me despierto con ganas de estar, porque más que compañeros son amigos y porque no hay día que no aprenda algo nuevo. Gracias porque entendí que la clave de un buen equipo está en la colaboración, en la mutua motivación y en las ganas que tenemos todos de hacer de este mundo un lugar mejor: Dr. Luis Zambrano, Miguel, Lidia, Amin, Diana, Denise, Ila, Zyan, Fanny y todos los miembros que hacen del lab un lugar único.

Finalmente quiero agradecer al Dr. Luis Zambrano, sin usted, nada de esto sería posible. Gracias por dejarme pertenecer a este laboratorio, por creer en mí y por darme la oportunidad de desarrollarme profesionalmente. He aprendido mucho de usted a nivel académico y personal, es una de las personas más congruentes que conozco y admiro mucho eso. Gracias por recibirnos todos los días con una sonrisa y con una canción nueva. Gracias porque nos inspira a luchar por nuestros ideales, a levantar nuestra voz cuando las cosas se están haciendo mal y por orientarnos cuando nuestra brújula está perdida. ¡Espero algún día ser como usted!

ÍNDICE

1. Introducción, 10
2. Justificación e importancia, 16
3. Objetivos e hipótesis, 17
4. Métodos, 18
 - 4.1 Sitio de estudio, 18
 - 4.2 Grupos de estudio, 20
 - 4.3 Método, 23
 - 4.3.1 Campo, 23
 - 4.3.2 Laboratorio, 23
 - 4.3.3 Gabinete, 24
5. Resultados, 25
 - 5.1 Resultados generales, 25
 - 5.2 Variables físicas y químicas del agua, 25
 - 5.3 Especies identificadas, 27
 - 5.4 Talla de los microcrustáceos, 29
 - 5.5 Densidad de los microcrustáceos, 31
 - 5.6 Índices de diversidad, 37
 - 5.7 Especies indicadoras, 37
 - 5.8 Curva de rarefacción, 38
 - 5.9 Análisis de correspondencia canónica, 39
 - 5.9.1 Análisis de correspondencia canónica: variables físicas y químicas del agua vs talla de especies, 39
 - 5.9.2 Análisis de correspondencia canónica: variables físicas y químicas del agua vs la densidad de especies, 40
6. Discusión, 42
 - 6.1 Variables físicas y químicas del agua, 42
 - 6.2 Especies identificadas, 45
 - 6.3 Talla y densidad de las especies, 48
 - 6.4 Índices de diversidad, 49
 - 6.5 Especies indicadoras, 50
 - 6.6 Curva de rarefacción, 51
 - 6.7 Análisis de correspondencia canónica, 51
 - 6.7.1 Variables físicas y químicas del agua vs talla de microcrustáceos, 51
 - 6.7.2 Variables físicas y químicas del agua vs densidad de microcrustáceos, 52
7. Conclusiones, 55
8. Referencias, 56
9. Anexos, 65
 - 9.1 Descripción de la construcción del modelo chinampa-refugio, 65
 - 9.2 Listado de especies y grupos, 66

ÍNDICE DE FIGURAS

1. Fig. 1 Diagrama del modelo chinampa-refugio, 11
2. Fig. 4.1 Polígono del área natural protegida “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”, 19
3. Fig. 4.2 Zonas de muestreo, 20
4. Fig. 5.1. Comparación de las variables físicas y químicas del agua dentro y fuera de una chinampa-refugio, 25
5. Fig. 5.2 Microcrustáceos identificados en las muestras colectadas durante febrero 2020 y marzo 2021, dentro y fuera de los refugios en el lago de Xochimilco, 26
6. Tabla 5.1 Comparación de las variables físicas y químicas del agua a tres distancias del biofiltro dentro del refugio, 26
7. Tabla 5.2 Comparación de las variables físicas y químicas del agua dentro y fuera del refugio, 28
8. Tabla 5.3 Lista de especies y grupos registrados dentro y fuera de los refugios, 28
9. Tabla 5.4 Comparación de los valores de las tallas de las comunidades de zooplancton dentro y fuera del refugio, 29
10. Fig. 5.3 Comparación de las tallas de los microcrustáceos dentro y fuera de los refugios, 30
11. Tabla 5.1 Comparación de los valores de los rasgos de las poblaciones y las comunidades de zooplancton, 31
12. Fig. 5.4 Comparación de la densidad de microcrustáceos en cada sitio de muestreo, 33
13. Fig. 5.5 Comparación en la densidad de microcrustáceos en cada uno de los refugios y sus canales aledaños, 35
14. Fig. 5.6. Comparación en la densidad de microcrustáceos en cada uno de los refugios y sus canales aledaños, 36
15. Tabla 5.2 Porcentaje del Índice del Valor indicador para cada especie, 38
16. Fig. 5.7 Curvas de rarefacción de especies dentro y fuera de los refugios, 39
17. Fig. 5.8 Diagrama de ordenación del Análisis de Correspondencia Canónica: temperatura, pH, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y conductividad, sitios de muestreo y tallas de microcrustáceos, 40
18. Fig. 5.9 Diagrama de ordenación del Análisis de Correspondencia Canónica: temperatura, pH, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y conductividad, sitios de muestreo y densidad de microcrustáceos, 41
19. Tabla 9.1 Distribución de especies en los 14 refugios muestreados entre febrero 2020 y abril 2021, 66
20. Tabla 9.2 Distribución de especies en los 14 sitios fuera de los refugios muestreados entre febrero 2020 y abril 2021, 67

RESUMEN

El lago de Xochimilco es un socioecosistema que alberga un alto número de especies, la mayor parte de ellas están en peligro de extinción por el deterioro del hábitat dulceacuícola. Para poder restaurar el ecosistema se implementa el modelo chinampa-refugio, cuyo principio se basa en el establecimiento de refugios acuáticos para aumentar la calidad del agua, lo cual beneficia tanto a las especies nativas como a la chinampería. El objetivo de esta investigación fue realizar un estudio de la composición de zooplancton como un indicador de la calidad del agua en los refugios del sistema chinampero. Se realizaron dos muestreos dentro y fuera de refugios durante 2020 y 2021. Se midieron variables ambientales y se colectaron microcrustáceos con filtros (60 y 80 μm), se fijaron con formol al 4% y se identificaron los organismos hasta nivel de especie (Elías-Gutiérrez et al., 2008). Además, se obtuvo la densidad y talla de los ejemplares. Se calculó la diversidad alfa y la diversidad beta, se determinó la presencia de especies indicadoras a través del Índice del Valor Indicador (*IndVal*) y se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica. Finalmente, se determinó si existían diferencias significativas entre sitios de muestreo de acuerdo con la prueba de *t* pareada. Se encontró que dentro de los refugios las variables físicas y químicas del agua favorecen el desarrollo de la comunidad de zooplancton que se conforma por copépodos (*Acanthocyclops americanus* y *Arctodiaptomus dorsalis*) y cladóceros (*Alona* sp., *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma birgei* y *Moina micrura*), *Ac. americanus* no se encontró fuera de los refugios. Sesenta por ciento del total de organismos midieron menos de 300 μm ; sin embargo, los organismos de mayor talla se encontraron principalmente dentro de los refugios y *Ac. americanus* fue el de mayor talla, mientras que los nauplios fueron el grupo de menor talla. Dentro de los refugios se cuantificó una mayor densidad, mayor riqueza y menor dominancia. Se registró una similitud de 85.7% entre los dos tipos de zonas. El *IndVal* determinó que *Ac. americanus*, *C. sphaericus* y *D. birgei* son indicadores ambientales, en tanto que la curva de rarefacción sugirió que en los refugios la riqueza de microcrustáceos se encuentra estabilizada. Además, el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto estuvo asociado en mayor medida con la talla de *Ac. americanus*, *D. birgei*, *M. micrura* y *Alona* sp. y la temperatura tuvo una relación positiva sobre la talla de *C. sphaericus*. Finalmente, el pH se relacionó con la densidad de *Ar. dorsalis*, *Ac. americanus* y *M. micrura*. Se concluye que (1) la calidad del agua es mejor dentro de los refugios de acuerdo con la estructura de la comunidad de microcrustáceos pertenecientes al zooplancton; (2) dentro de los refugios las variables físicas y químicas del agua se encuentran dentro del rango que garantiza la supervivencia de especies nativas; (3) las especies indicadoras sugirieron que el lago de Xochimilco es un cuerpo de agua eutrofizado, con un alto índice de turbidez y una alta concentración de cianobacterias.

SUMMARY

The Xochimilco lake is a socioecosystem that harbors a high number of species, most of which are in danger of extinction due to the deterioration of the freshwater aquatic habitat. In order to restore the ecosystem, the chinampa-refuge model has been implemented, whose principle is based on the establishment of aquatic refuges to increase water quality, which benefits both native species and chinamperia. The objective of this research was to conduct a study of zooplankton composition as an indicator of water quality in the refuges of the chinampero system. Two samplings were conducted inside and outside refuges during 2020 and 2021. Environmental variables were measured and microcrustaceans were collected with filters (60 and 80 μm), fixed with 4% formalin, and organisms were identified to species level (Elías-Gutiérrez et al., 2008). In addition, the density and size of the specimens were obtained. The alpha diversity and beta diversity were calculated, the presence of indicator species was determined through the Indicator Value Index and a Canonical Correspondence Analysis was performed. Finally, it was determined if there were significant differences between sampling sites according to the paired *t*-test. It was found that inside the refuges the physical and chemical variables of the water favored the development of the zooplankton community, which is made up of copepods (*Acanthocyclops americanus* and *Arctodiaptomus dorsalis*) and cladocerans (*Alona* sp., *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma birgei* and *Moina micrura*), *Ac. americanus* was not found outside the refuges. Sixty percent of the total organisms measured less than 300 μm ; however, the larger organisms were found primarily inside refuges. *Ac. americanus* was the largest in size, while nauplii were the smallest size group. Within refuges, higher density, higher richness and lower dominance were quantified. The sampling points registered a similarity of 85.7%. The indicator value index determined that *Ac. americanus*, *C. sphaericus* and *D. birgei* are environmental indicators, while the rarefaction curve suggested that microcrustacean richness is stabilized in the refuges. In addition, percent dissolved oxygen saturation was most strongly associated with the size of *Ac. americanus*, *D. birgei*, *M. micrura* and *Alona* sp. and temperature had a positive relationship with the size of *C. sphaericus*. Finally, pH was related to the density of *Ar. dorsalis*, *Ac. americanus* and *M. micrura*. It is concluded that (1) the water quality is better inside the refuges according to the community structure of microcrustaceans belonging to the zooplankton; (2) inside the refuges the physical and chemical variables of the water are within the range that guarantees the survival of native species; (3) the indicator species suggested that the Xochimilco lake is a eutrophicated water body, with a high turbidity index and a high concentration of cyanobacteria.

I. INTRODUCCIÓN

México es un país biogeográficamente privilegiado, característica que ha permitido el establecimiento de diferentes ecosistemas donde se alberga una gran diversidad biológica (Morrone, 2019). En la capital, la Ciudad de México, se encuentra Xochimilco: un socioecosistema acuático que ha sido reconocido internacionalmente por su valor histórico, alta biodiversidad, belleza inigualable y por conservar uno de los mejores sistemas agroecológicos, las chinampas.

El lago de Xochimilco comprende un sistema de canales, lagunas y humedales remanentes de la Cuenca de México (PAOT, 2006). Su ubicación ha favorecido el asentamiento de un alto número de especies; sin embargo, la mayoría de ellas se encuentran en riesgo de extinción por factores como la desecación de lagos, extracción del agua de manantiales, reducción del hábitat por urbanización, actividades antropogénicas, contaminación e introducción de especies alóctonas (Vázquez et al., 2017). Aunado a lo anterior existe una serie de problemáticas que impiden que se desarrolle de manera natural la dinámica del ecosistema, como es la presión que ejerce el turismo, la agricultura y las actividades recreativas, las cuales contribuyen a su contaminación, perturbación y, sobre todo, a la eutrofización del lago (Arana, 2017). Esta eutrofización altera la calidad del agua del lago lo que perjudica el riego de cultivos en las chinampas, situación que propicia el abandono de las tierras y que favorece la invasión de terrenos agrícolas, lo que contribuye a la contaminación del ecosistema a través de aguas residuales y que, a su vez, afecta directamente la calidad del agua (Zambrano et al., 2020).

Para comprender, cambiar y mejorar las condiciones en las que se encuentra este ecosistema se han realizado diversas investigaciones y actualmente como parte de un proyecto integral se ha desarrollado el modelo chinampa-refugio, cuyo principio se basa en el establecimiento de refugios acuáticos para aumentar la calidad del agua, cambio que beneficia tanto a las especies nativas como a los cultivos (Zambrano, 2020). A continuación, se describe cada uno de sus elementos:

Las chinampas que se consideraron dentro del proyecto se ubican en la zona núcleo del Área Natural Protegida (ANP) Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. En ellas se erradica el uso de agroquímicos para evitar filtraciones de contaminantes hacia los apantles (canales localizados entre chinampas que no supera los tres metros de ancho) con lo que se evitan afectaciones negativas a los organismos. En su lugar, se opta por la producción y cultivo con técnicas agroecológicas (Zambrano et al., 2012).

En los bordes de la chinampa se instalan ahuejotes (*Salix bonplandiana*), cuya función ecológica es estabilizar los taludes, soportar las condiciones salinas del agua y largos periodos de anegación; dentro del modelo chinampa-refugio, estos árboles son fundamentales, ya que proporcionan sombra a los refugios y permiten mantener una temperatura constante (Zambrano et al., 2012).

Los refugios, por su parte, son apantles que se rehabilitan o acondicionan en los contornos de las chinampas, los cuales se encuentran conectados estratégicamente con otro canal para mejorar la dinámica hídrica local (Zambrano et al., 2012). La Figura 1, ofrece un diagrama de este modelo.

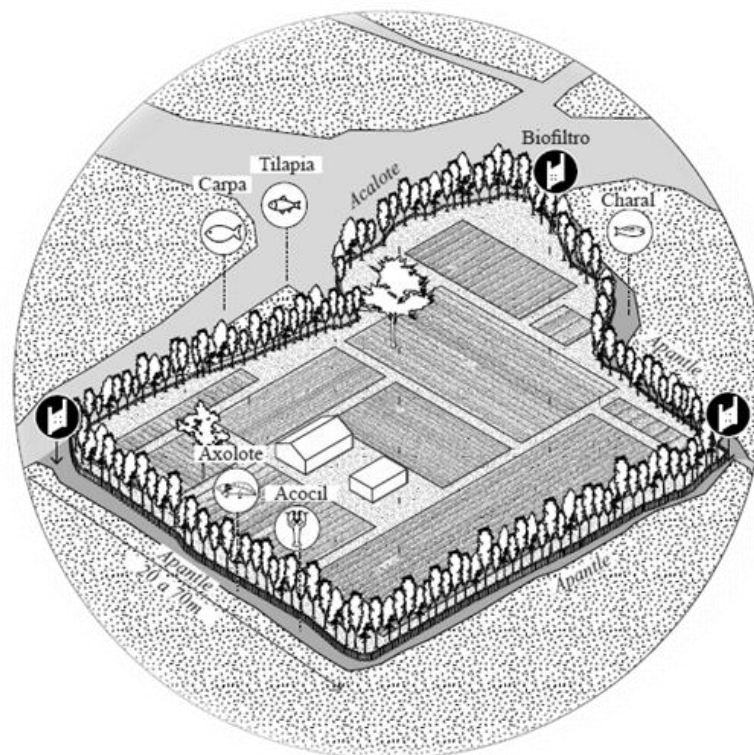


Figura 1. Diagrama del modelo chinampa-refugio (Recuperado de *Plan estratégico de restauración de tres espacios prioritarios de la zona chinampera Xochimilco*).

De acuerdo con Zambrano y colaboradores (2012) en sus extremos se coloca un filtro biológico elaborado con plantas macrófitas acuáticas sumergidas y flotantes (elodea —*Egeria densa*—, lirio acuático —*Eichhornia crassipes*— y cola de zorro —*Myriophyllum aquaticum*—), las cuales contribuyen a la reducción de sales y metales pesados en el agua. La presencia de este tipo de plantas en el

sistema es fundamental para la sobrevivencia de animales como acociles, charales (*Menidia jordani*) y axolotes (*Ambystoma mexicanum*), ya que les brindan alimento, refugio y sitios para reproducirse. De esta manera, se contribuye al restablecimiento de la red trófica dentro del sistema lacustre y reduce los contaminantes ya que son absorbidos por componentes del sistema. Además, se instala una barrera de tezontle cernido (con un diámetro de 3-6 cm), que permite el intercambio de agua entre acalotes y apantles, la cual es lo suficientemente hermética para garantizar la segregación de especies nativas y especies exóticas. La pendiente y profundidad de los refugios se determinan por el nivel del agua del canal colindante; sin embargo, deben medir por lo menos 1.30 m para que no se interponga en el flujo del agua, se favorezca el crecimiento y desarrollo de plantas y permita la penetración de la luz.

Uno de los objetivos principales de estos espacios es conservar la fauna nativa, por ello, entre los organismos que han sido reintroducidos se encuentran tres especies de peces (*M. jordani*, *Godea atripinnis* y *Heterandria bimaculta*) y una especie de acocil (*Cambarellus montezumae*) (Zambrano et al., 2012).

De acuerdo con lo reportado por Zambrano (2020), el mejoramiento de la calidad del agua en los refugios favorece el crecimiento poblacional del zooplancton, grupo que ejerce una fuerte presión de depredación sobre el fitoplancton, el cual, al disminuir su abundancia aumenta la transparencia del agua. En consecuencia, el paso de luz solar es mayor y la zona fótica de la columna de agua alcanza mayores profundidades, lo que favorece que las plantas macrófitas sumergidas se desarrollen y ayuden a retener sólidos.

Basado en lo descrito anteriormente se sustenta que el modelo chinampa-refugio es un ejemplo de conservación para el rescate de la biodiversidad nativa del lago de Xochimilco y de los sistemas chinamperos tradicionales (Zambrano, 2019).

En el presente trabajo se pretende estudiar la comunidad de zooplancton. De acuerdo con Reynolds (2006), plancton es el conjunto de organismos que se adaptan para pasar parte o toda su vida en aparente suspensión en aguas abiertas del mar, lagos, estanques y ríos. Su composición y abundancia está en función de las condiciones ambientales, incluida la salinidad, temperatura, luz, nutrientes, turbulencia y profundidad del sistema, además de las interacciones con otros elementos del sistema como la competencia (Mukherjee, et al., 2010).

El zooplancton se conforma por comunidades de vertebrados e invertebrados, incluye organismos que forman parte de esta comunidad sólo durante una fase de su ciclo vital (meroplancton) y por organismos que desarrollan

todo su ciclo vital (Álvarez y Torres, 2013). Las comunidades de zooplancton dulceacuícolas están esencialmente constituidas por rotíferos y crustáceos (Conde et al., 2004). Comprende elementos muy importantes de la estructura y función de los ecosistemas acuáticos no sólo como consumidores de productores primarios, bacterias, protistas y otros invertebrados, sino también como alimentos para las etapas juveniles de especies de peces (Kehayias, 2014).

El zooplancton es utilizado como indicador biológico, es decir, aquellas especies que por sus características (sensibilidad a las perturbaciones ambientales, distribución, abundancia, dispersión y/o éxito reproductivo) pueden ser usadas como estimadoras del estatus de otras especies, así como de las condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costosas de medir directamente, y que además, proporcionan información cualitativa de la salud del ambiente a través de su presencia o ausencia, y mediante cambios en su abundancia (González y Vallarino, 2017).

Este grupo es una pieza fundamental en la dinámica de los ecosistemas acuáticos: por un lado, es el principal enlace que conecta a los productores primarios con los depredadores tope (Lavaniegos, 2017); por otro lado, es altamente sensible a los cambios naturales y provocados por el hombre, esto hace que el zooplancton se utilice para evaluar las alteraciones en la dinámica trófica de los ecosistemas (Kehayias, 2014).

Dos Santos (2020) menciona que, dentro de las vertientes de los métodos de monitoreo biológico, el uso de la comunidad de zooplancton es cada vez más utilizado y que el sustento de esta metodología es que el monitoreo de una sola comunidad da una idea del estatus de todas las demás comunidades debido a las relaciones en la red trófica ya que evalúan directamente el estado trófico del ecosistema.

La sensibilidad de cladóceros y copépodos, por ejemplo, ha permitido que sean los organismos que más se utilizan en estudios ecotoxicológicos (CMA, 2014). Además, su pequeño tamaño, cortos periodos generacionales y facilidad para los cultivos les otorgan relevancia y practicidad para estudios experimentales y de impacto ambiental (Gutiérrez y Gangneten, 2011).

En las últimas décadas se opta como método de rehabilitación del hábitat el restablecimiento de cadenas tróficas, cuyo objetivo es la recuperación de especies nativas mediante la evaluación de las características biológicas que se pueden restaurar (Tovar, 2014). En esta metodología es relevante la teoría de dinámica trófica propuesta por Mc Queen y colaboradores (1986), la cual se conoce como la

teoría de fuerzas descendentes (*top-down*) y ascendentes (*bottom-up*), ya que combina los efectos recíprocos de depredadores y recursos.

Según Scheffer (2004), estos procesos se estudiaron en la comunidad planctónica, y en el caso de las fuerzas descendentes se refleja claramente cómo es que el zooplancton regula el crecimiento algal en la mayoría de los lagos eutróficos en zonas templadas: la floración primaveral de las algas proporciona una gran cantidad de alimento para cladóceros como las dafnias, lo que permite una alta tasa de crecimiento y reproducción individual. La población se expande en un par de semanas a una densidad en la que su capacidad de pastoreo excede la producción de algas, y como resultado, la comunidad de algas colapsa a un nivel bajo. Durante esta fase, el agua puede ser clara; sin embargo, la sobreexplotación de las algas no dura mucho, lo que ocasiona que la condición de cada dafnia individual se deteriore debido a la escasez de alimento. El número de huevos por hembra disminuye y la reproducción prácticamente se detiene. Finalmente, la población colapsa y la comunidad de algas se recupera.

La dinámica de fuerzas ascendentes, por su parte, sugiere que la producción primaria se controla por la cantidad de nutrientes disponibles, por lo que el zooplancton debería de tener un menor impacto en la dinámica del fitoplancton; sin embargo, esto afectaría hasta el último nivel trófico (Morazov et al., 2019). Es decir que, si existe gran cantidad de nutrientes, los peces no tendrán gran influencia sobre el fitoplancton ya que el sistema dependerá de los eslabones primarios, y los peces únicamente serían capaces de controlar al fitoplancton en condiciones de oligotrofia (Matsuzaki et al., 2018).

Las interacciones que controlan la densidad de zooplancton en los sistemas son la depredación y la competencia; estos enlaces tienen especial importancia en el lago Xochimilco, ya que alberga altas densidades de especies exóticas como tilapias (*Oreochromis mossambicus* y *Tilapia nilotica*) y carpas (*Cyprinus carpio* y *Ctenopharyngodon idella*), animales que ejercen una fuerte presión de depredación debido a las altas tasas de consumo, principalmente sobre copépodos y cladóceros, por lo que el zooplancton es dominado por rotíferos (Nandini et al., 2016).

El caso del lago de Xochimilco es un ejemplo claro de las afectaciones que las especies exóticas pueden tener en un ecosistema. De acuerdo con Aguirre y colaboradores (2019), a pesar de que las carpas y tilapias se introdujeron con fines de acuicultura se consideran especies exóticas invasoras, ya que son responsables de la extinción de 60% de especies nativas en ecosistemas acuáticos. Mencionan que existen diferentes mecanismos mediante los cuáles éstas pueden afectar a las especies autóctonas, tal como hibridación, competencia

por alimento y espacio, depredación, transferencia de patógenos, alteración del hábitat, desplazamiento de especies, alteración de la estructura de los niveles tróficos, introducción de parásitos y enfermedades. Discuten que las especies exóticas también alteran el ciclo de los nutrientes lo que afecta indirectamente a los organismos nativos, lo que ocasiona una mayor presión sobre plantas macrófitas. Su desplazamiento agita el sedimento, derivado de esto aumenta la turbidez del lago y al incrementarse los sólidos suspendidos, proliferan las microalgas debido a que ya no compiten con las macrófitas. El crecimiento de algas y fitoplancton también se beneficia cuando las raíces de las plantas superiores se debilitan por especies exóticas provocando su muerte, dando paso al proceso de putrefacción que libera nutrientes en la columna de agua.

Finalmente, Aguirre y colaboradores (2009) sugieren que las comunidades nativas se afectan de dos maneras por la presencia de especies exóticas: son depredadas y/o pierden sitios de anidación una vez que estos organismos acabaron con las macrófitas. En el lago de Xochimilco la presencia de carpas y tilapias desequilibró al ecosistema, ya que, al ser depredadores ocuparon el mismo nicho ecológico que los axolotes, por lo que lo desplazó de su rol dentro de la red trófica.

Dentro de los refugios se procura que no lleguen los huevos y juveniles de ambas especies exóticas, con la finalidad de promover el crecimiento y desarrollo de peces nativos como los charales, los godeidos (*Godea atripinnis*) y el guatopote manchado (*Heterandria bimaculata*), así como de acociles, para que cuando finalmente se establezca el sistema tanto en condiciones ambientales como en las biológicas, se considere la reintroducción del axolote con la finalidad de recuperar la red trófica nativa (Zambrano, 2019).

El modelo chinampa-refugio es una herramienta útil para la recuperación de comunidades nativas, un punto clave para su éxito es mantener el control y monitoreo de las variables físicas, químicas y biológicas del espacio (Zambrano, 2019), para que continúen siendo efectivos es necesario darle seguimiento. Una parte fundamental del proyecto fue esta investigación, donde se monitoreó la calidad del agua dentro y fuera de los refugios mediante la estructura de la comunidad de microcrustáceos pertenecientes al zooplancton.

II. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA

De acuerdo con Zambrano y colaboradores (2009), el humedal de Xochimilco ocupa sólo 2% del sistema original de cinco lagos y, a pesar de su reducción, todavía tienen capacidad de producción de alimentos y alojamiento de biodiversidad acuática. A diferencia de los otros sistemas, este remanente pudo conservarse porque se encuentra en la altitud más baja de la ciudad (lo que lo hace vulnerable a inundaciones) y porque todavía produce alimentos para la ciudad.

Pese a que la Zona Lacustre de Xochimilco se considera una ANP que se encuentra incluida en la lista de humedales de importancia internacional por la Convención Ramsar (2004) y que se reconoce como Patrimonio Mundial Cultural y Natural de la Humanidad por la UNESCO (1987), presenta una serie de problemáticas que contribuyen a su destrucción y a la pérdida de biodiversidad. Esta situación es cada vez más grave y al llegar a un punto de no retorno, tendrá consecuencias catastróficas no sólo para el ecosistema lacustre, sino para toda la Ciudad de México, sin mencionar la pérdida económica y de identidad que representaría.

El proyecto chinampa-refugio es una herramienta que otorga condiciones favorables y controladas para las especies nativas, las cuales pueden desarrollar su ciclo de vida sin la presión de especies exóticas, además de que mejora significativamente la calidad del agua (Zambrano et al., 2018). Es importante continuar con los proyectos que buscan la restauración de este ecosistema, ya que su desaparición puede aumentar la temperatura media de la zona urbana, reducir el número de especies en la cuenca y aumentar la vulnerabilidad a inundaciones de la ciudad (Zambrano et al., 2018). El enfoque de esta investigación contribuirá a la evaluación de la calidad del agua en los refugios a través de la comunidad de zooplancton.

III. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de esta investigación fue realizar un estudio de la composición de zooplancton (a nivel de especie) como un indicador de la calidad del agua dentro y fuera de los refugios en el sistema chinampero.

Derivado de lo anterior, los objetivos particulares son los siguientes:

1. Identificar si existe una diferencia entre la calidad del agua dentro y fuera de los refugios.
2. Describir y comparar la estructura de la comunidad de microcrustáceos pertenecientes al zooplancton (especies indicadoras, densidad de organismos y tallas) dentro, entre y fuera de los refugios.

Dado lo anterior, se formulan las siguientes hipótesis.

Se ha demostrado que la creación de chinampas-refugios mejora la calidad del agua y contribuye a la rehabilitación de las condiciones naturales que permiten el establecimiento de las especies nativas sin la presión de especies invasoras (Zambrano, 2019) y que, de acuerdo con la teoría de dinámica trófica, la interacción depredador-presa tiene efectos en la estructura de la comunidad (Carpenter y Kitchell, 1993), por lo que: (1) si existe diferencia en la calidad del agua, las especies de zooplancton indicadores de una mejor calidad del agua se registrarán dentro del refugio; y (2) si no existen especies invasoras en los refugios, entonces la densidad y talla de microcrustáceos será mayor en estos al disminuir la presión de los depredadores.

IV. MÉTODOS

4.1 Sitio de estudio

El ANP “Ejididos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco” (2,657.47 ha; 19° 15' 11" - 19° 19' 15" norte, 99° 00' 58" - 99° 07' 08" oeste; PAOT, 2006) se localiza en la porción centro y norte de Xochimilco, al sur de la Ciudad de México. Según la clasificación de Köppen, que modificó García (1988), el clima corresponde a C (W2) (w) b (i'), templado subhúmedo con lluvias en verano (Aranda, 2004).

De acuerdo con la PAOT (2019), la hidrología de la subcuenca de Xochimilco está condicionada por una red de manantiales y arroyos de escurrimiento intermitente, que se determina por la permeabilidad de suelos y la fractura de rocas como basaltos, andesitas y otros materiales de origen volcánico. Mencionan que las corrientes que configuran la subcuenca de Xochimilco son los arroyos de San Buenaventura, Santiago, San Lucas y San Gregorio, así como numerosas y pequeñas corrientes que bajan a Nativitas, San Luis Tlaxialtemalco, Tulyehualco, Iztapalapa y Tláhuac, proviniendo, en los dos últimos casos, del cerro de la Estrella y de la sierra de Santa Catarina. A partir de la desecación de los manantiales que alimentaban el lago (desde 1950 hasta la actualidad), la planta de tratamiento de aguas residuales del Cerro de la Estrella suministra el líquido ya tratado a la zona chinampera en Xochimilco.

La zona lacustre de esta ANP se localiza en el llamado suelo de conservación o área rural y constituye un ecosistema remanente de la Cuenca de México, que se conforma por planicies inundadas naturales y cuerpos de agua inducidos, es un área natural de descarga del flujo subterráneo (PAOT, 2019). En la figura 4.1, se aprecia la delimitación del polígono del ANP “Ejididos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”.

Aranda (2004), describe que los suelos son predominantemente lacustres y palustres, de composición geológica diversa y varían de acuerdo con la zona en que se encuentran; además, presentan un alto contenido de materia orgánica, son de colores oscuros, influenciados por la presencia de un manto freático cercano; son suelos profundos y discontinuos, debido a que se originaron como pequeños islotes rodeados de agua. Describe la vegetación en detalle, según se describe a continuación: en la zona terrestre, existe vegetación riparia en las chinampas, compuesta por especies leñosas como el ahuejote (*Salix bonplandiana*); sin embargo, otras especies se desarrollan en sitios propiamente secos, entre los que se encuentran ahuehuetes (*Taxodium mucronatum*), sauces llorones (*Salix babylonica*), casuarinas (*Cassuarina equisetifolia*), eucaliptos (*Eucaliptus* spp.) y fresnos (*Fraxinus udhei*).

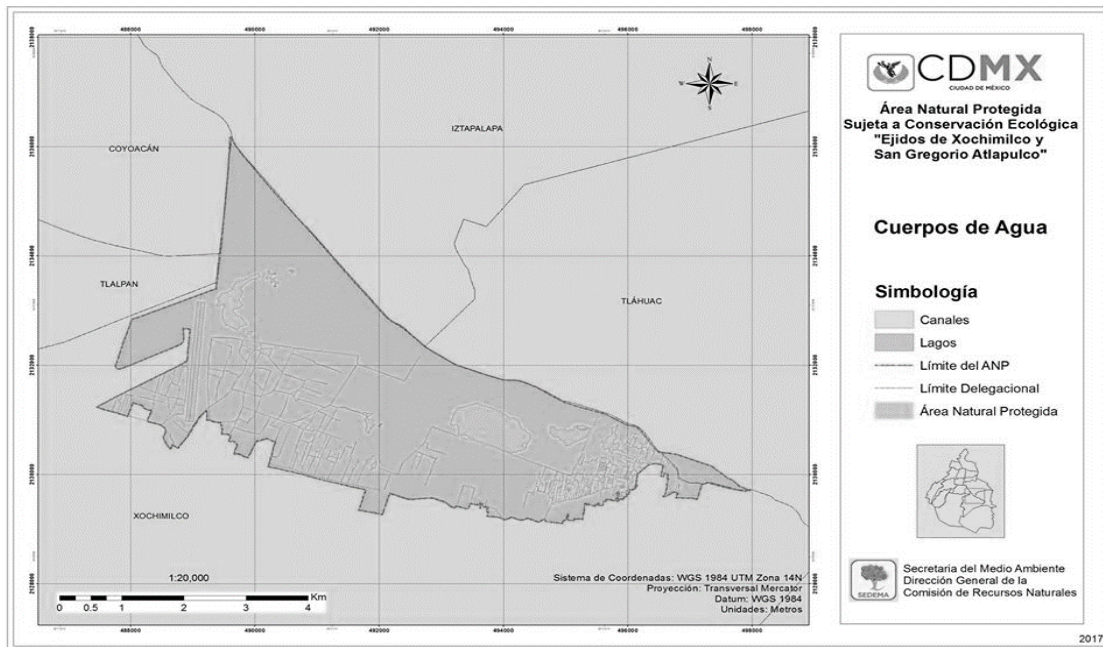


Figura 4.1. Polígono que conforma el Área Natural Protegida Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco (tomado de SEMARNAT, 2020).

La diferencia entre la vegetación y la fauna acuática tanto en los refugios como fuera de ellos, está determinada por la existencia de compuertas y la biomanipulación (Zambrano et al., 2018):

La macrófita dominante es el lirio acuático; sin embargo, aún se ha registrado la presencia de tules (*Typha latifolia*; *Scirpus americanus*, *Cyperus* sp., *Juncus* sp., entre otras) y colitas de zorro (*Ceratophyllum demersum*) así como ninfas (*Nymphaea* spp.) amarilla, blanca y salmón, todas las cuales se encuentran en peligro de extinción (Zambrano et al., 2019). Figueroa et al. (2015) mencionan que las microalgas dominantes son las clorofitas, seguidas de las diatomeas, cianoprocaritas, euglenofitas y dinoflagelados. De este último grupo, las especies de mayor cuidado son *Mycrocistis aeruginosa* (indicadora de eutrofización y en grandes cantidades, tiende a ser tóxica), y *Arthrospira maxima* (presente desde la época prehispánica y que actualmente se encuentra en muy pocas cantidades).

Dentro de los refugios, se procura que la vegetación acuática esté conformada por especies nativas, tal como lentejilla (*Lemna minuscula*), chilacastle (*Wolffia columbiana*), tule y colas de zorro; aunque el lirio no es una especie nativa del lago de Xochimilco, se utiliza en el modelo para la filtración del agua, cuidando en todo momento su proliferación (Zambrano et al., 2011). No se ha realizado un estudio que evalúe la composición del fitoplancton dentro de los refugios.

De acuerdo con SEMARNAT (2012), en Xochimilco se registran 139 especies de vertebrados: 21 especies de peces, seis de anfibios, 10 de reptiles, 79 de aves y 23 de mamíferos. Hay cinco especies endémicas: el charal (*Chirostoma humboldtianum*), el pupo del valle (*Algansea tincella*), la rana Tláloc (*Lithobates tlaloci*), el axolote (*Ambystoma mexicanum*) y la rana leopardo de Moctezuma (*Lithobates montezumae*). El lago, además, constituye un refugio importante para especies de aves locales y migratorias. En la figura 4.2 se aprecian los puntos de muestreo.



Figura 4.2. Refugios muestreados durante esta investigación representados en puntos negros (mapa tomado de Zambrano, 2019).

4.2 Grupos de estudio

En este trabajo se estudian microcrustáceos componentes del zooplancton, que en el caso de la zona de estudio incluye a los cladóceros y a los copépodos, los cuales se describen a continuación.

Cladóceros

Los cladóceros son un suborden de microcrustáceos de la clase Branchiopoda, la subclase Phyllopoda y el orden Diplostraca (NCBI, 2022). Este grupo se conoce comúnmente como pulgas de agua ya que se desplazan a través de saltos, se

distribuyen ampliamente en el plancton y en el bentos de sistemas acuáticos continentales (Silva y Adabache, 2020). De acuerdo con Cervantes y colaboradores (2012) su tamaño varía entre 0.2 y 4 mm, están presentes en la Tierra desde el Devónico, razón por la que se les considera como un grupo primitivo; la mayoría habita aguas continentales (en lagunas, lagos, charcos, bordos), y aunque a nivel de superorden se consideran cosmopolitas, a nivel específico hay una gran cantidad de formas con distribuciones restringidas o incluso, endémicas.

De acuerdo con Karuthapandi (2016), las especies planctónicas son filtradoras y se alimentan de diminutas partículas orgánicas como bacterias, detritus y algas. Constituyen, junto con los rotíferos y los copépodos un elemento importante como herbívoros del fitoplancton, lo que mantiene un equilibrio en sus comunidades; además, constituyen el principal alimento de peces y otros crustáceos, por esta razón juegan un papel importante en las redes alimentarias y en la transferencia tanto de contaminantes como de energía hacia niveles tróficos superiores.

En toxicología acuática los cladóceros (en su mayoría dáfnidos) se usan con frecuencia como objetos de prueba o especies centinela y el género *Daphnia* se describió como un excelente modelo para el estudio ambiental de múltiples estresores (Smirnov, 2014). El grupo tiene una alta respuesta a los contaminantes, por ello se utiliza en las pruebas de niveles de toxicidad de pesticidas y otros contaminantes ambientales (Karuthapandi, 2016).

Gracias a su sensibilidad ambiental constituyen un excelente bioindicador de varias características del medio como la salinidad, temperatura, turbidez del agua, nivel trófico y permanencia del agua (CMA, 2014).

Una adaptación de los cladóceros a ambientes extremos es la producción de huevos de resistencia, la cual se incita cuando las condiciones ambientales son adversas, los cuales funcionan como una forma efectiva de dispersarse pasivamente, por lo que es un factor que podría influir en la presencia de las especies en un área geográfica determinada, en adición a los procesos locales como la competencia, depredación, suplemento de nutrientes, área del cuerpo acuático o la composición iónica de agua (Cervantes et al., 2012).

Los aspectos que se consideran para la identificación de los cladóceros son: rasgos del caparazón, las anténulas, antenas, mandíbulas, maxílulas y maxilas, el número de segmentos en el cuerpo y apéndices torácicos, el número de patas y las diferencias en la estructura de los apéndices (Cervantes et al., 2012).

El estudio de cladóceros hace más efectiva la conservación de los cuerpos de agua, ya que son presa importante de algunos organismos acuáticos, porque su preservación conduce a la conservación de la vida acuática en general (Karuthapandi, 2016).

Copépodos

Los copépodos son un suborden de microcrustáceos de la clase hexanauplia y la subclase copepoda (NCBI, 2022). Habitan casi todos los biotopos acuáticos y en aguas continentales se conocen alrededor de 2500 especies y subespecies (Gavira y Aranguren, 2019). Su capacidad para ocupar hábitats tan diferentes se debe a que, a partir de un patrón corporal general, se han desarrollado modificaciones estructurales, fisiológicas y de comportamiento que les permite ser el grupo de crustáceos más diverso del planeta (Cervantes et al., 2012).

Son actores principales en el funcionamiento y configuración de ecosistemas acuáticos, son una pieza clave de la red trófica, ya que son consumidores de fitoplancton, y además, representan el alimento para los organismos del siguiente nivel trófico; apoyan los flujos verticales de carbono a través de la liberación de partículas fecales (Uttieri, 2017). Algunas especies se utilizan para predecir cambios ecológicos debido a su predominancia dentro del zooplancton, aunado a que las variaciones espaciotemporales en una comunidad de copépodos (composición y distribución de especies) pueden reflejar las condiciones ambientales (Oda et al., 2018).

Según la CMA (2014), una especie de copépodo puede cambiar su papel dentro del ecosistema a medida que se desarrolla: en estadios larvarios de la etapa nauplio actúan como microfiltradores pasivos por lo que se asemeja su alimentación a la de rotíferos y pequeños cladóceros; posteriormente, cuando atraviesa los distintos estadios de la etapa copepodito hasta llegar a adulto, el tamaño de partícula que filtra es mayor; pero cuando alcanza la adultez puede actuar como depredador (sólo ciclopoideos) ya que sus piezas bucales se adaptaron para manipular el alimento, pasando de la microfagia a la macrofagia. Este hecho y la diferente capacidad de movimiento que tienen según su estadio, promueven que una misma especie se caracterice por tener un nicho amplio en el sistema; sin embargo, en cuerpos de agua eutróficos, en los que predominan los microfiltradores, las especies de copépodos son pequeñas y además abunda el estadio de larva nauplio.

Dentro de los aspectos que tienen especial valor taxonómico para discriminar los taxones de los copépodos se encuentran los rasgos de: la anténula, la antena, labro, mandíbula, paragnatos, cono oral, maxílula, maxila,

maxilípido, patas natatorias, el sexto par de patas y las ramas caudales (Jaume et al., 2004).

4.3 Método

Para delimitar la temporalidad de especies de zooplancton y definir las diferencias entre hábitats (dentro y fuera de los refugios) se colectó una vez en febrero de 2020 y otra en abril de 2021. Por problemas de disponibilidad, se utilizaron dos filtros con apertura de malla diferente: 60 μm y 80 μm .

4.3.1 Campo

Once chinampas-refugio se seleccionaron por su gran accesibilidad y tiempo de maduración ecológica. Se muestrearon siete en 2020 y siete en 2021; tres chinampas-refugio se muestrearon en ambos años. Con ayuda de una sonda multiparamétrica (Hanna modelo HI9828), en 2020 se registraron las variables ambientales del agua a nivel superficial (temperatura, conductividad, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y pH) dentro y fuera de los refugios.

Por otra parte, se realizaron muestreos superficiales matutinos de agua. Con el objetivo de abarcar el mayor espacio posible se consideraron tres puntos diferentes dentro del refugio (la distancia entre los puntos varió de acuerdo con la longitud del refugio): junto al biofiltro (0.5 m), una distancia intermedia (3 -7 m) y lejos del biofiltro (6 – 14 m). Fuera de ellos, sólo se tomó una muestra del canal principal que los alimenta. Los organismos se obtuvieron mediante la filtración de 20 L de agua (Tovar, 2014), posteriormente las muestras se depositaron en contenedores de 50 mL y se fijaron con formol al 4% (Nandini, 2016).

4.3.2 Laboratorio

El análisis de las muestras de zooplancton se realizó en tres pasos. (1) Se identificaron los organismos hasta el nivel de especie de acuerdo con la clave taxonómica de Elías-Gutiérrez et al. (2008). (2) A partir de una alícuota de 5 mL se llevó a cabo la cuantificación del zooplancton con un microscopio óptico y un portaobjetos cóncavo. (3) La medición de los organismos se llevó a cabo con un micrómetro ocular; la talla de los copépodos se consideró desde el extremo del cefalosoma hasta el urosoma y, en el caso de cladóceros se consideró desde el extremo de la región cefálica hasta el extremo de la región postcefálica.

4.3.3 Gabinete

Se calculó la densidad (ind./L) de cada una de las especies identificadas mediante la siguiente ecuación (Tovar, 2014):

$$\frac{Org}{L} = \frac{(N)(Ve)}{Va \cdot Vf}$$

donde N : número de organismos que se colectaron en 0.05 L; V_e : volumen de la muestra; V_a : volumen de alícuota; V_f : volumen que se filtró.

Se midieron 30 ejemplares de cada especie (Mancini et al., 2011) y posteriormente se categorizó el tamaño de los organismos. Por otra parte, para cada hábitat dentro y fuera de los refugios, se construyeron curvas de rarefacción. Se aplicaron pruebas de t de Student pareadas para comparar los valores promedio de cada una de las variables físicas, químicas (pH, temperatura, porcentaje de oxígeno disuelto y conductividad) y biológicas (densidad y talla de los microcrustáceos que se colectaron) entre hábitats.

La diversidad alfa se interpretó a través de la dominancia (evaluado con el índice de Simpson, $1/\sum p_i^2$) y la riqueza de las especies (se utilizó el índice de Margalef), además se analizó la diversidad beta (se consideró el índice de Jaccard) para comparar el grado de similitud entre ellas (Gómez et al., 2013).

Posteriormente se identificaron a las especies indicadoras mediante el método del valor indicador ($IndVal$) propuesto por Dufrene y Legendre (1997), el cual se basa en el grado de especificidad (exclusividad a un hábitat particular) y el grado de fidelidad (frecuencia de ocurrencia dentro del mismo hábitat). Ambos parámetros se miden de manera independiente para cada especie y se expresan como un porcentaje (Martín, 2019), según se muestra en la siguiente ecuación:

$$IndVal = Especificidad \times Fidelidad \times 100$$

donde: especificidad= $N_{ind_{ij}}/N_{ind_i}$, fidelidad= $N_{trap_{ij}}/N_{trap_j}$, suma del promedio de individuos de la especie i sobre todos los tipos de hábitat, $N_{trap_{ij}}$: número de muestras en el hábitat j donde está presente la especie i , y N_{trap_j} : número total de muestras en ese hábitat.

Por último, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) con el objetivo de identificar la relación entre variables las variables físicas y químicas del agua y cada especie presente en el zooplancton (Gómez et al., 2013).

V. RESULTADOS

5.1 Resultados generales

Dado que no hubo diferencias en los rasgos del agua entre los puntos muestreados a distintas distancias del biofiltro dentro de los refugios ($p < 0.05$; Tabla 5.1), los datos se agruparon para compararlos con el registro de los datos fuera del refugio.

Tabla 5.1 Comparación de las variables físicas y químicas del agua (promedio \pm e.e.) a tres distancias del biofiltro dentro del refugio. Se muestran los resultados de la prueba estadística Andeva de medidas repetidas.

Variable	Cerca	Intermedio	Lejos	N	F	P
Temperatura (°C)	13.30 \pm 0.76	12.81 \pm 0.58	13.22 \pm 0.75	7	0.92	0.42
Saturación de oxígeno disuelto (%)	231.50 \pm 80.45	110.95 \pm 19.27	67.90 \pm 1.90	2	1.12	0.47
pH	7.25 \pm 0.25	7.83 \pm 0.50	7.29 \pm 0.18	7	1.00	0.39
Conductividad ($\mu\text{s/cm}$)	1311.60 \pm 56.60	1300.00 \pm 49.69	1380.80 \pm 48.87	5	4.00	0.06

5.2 Variables físicas y químicas del agua

En la figura 5.1 se observan las diferencias entre hábitats de cada una de las variables físicas y químicas del agua entre los refugios y fuera de ellos. Las pruebas de t demostraron que no existen diferencias estadísticamente significativas en las variables físicas y químicas del agua dentro y fuera del refugio ($p < 0.05$; Tabla 5.2).

Temperatura del agua. De acuerdo con la figura 5.1a la temperatura superficial del agua que se registró en los refugios fue de 10.79 A 14.99°C. Fuera de ellos se registraron temperaturas en un rango más amplio, de 13.06 a 19.04°C.

Porcentaje de saturación oxígeno disuelto. Sólo se pudieron obtener valores en dos sitios debido a desajustes en la sonda multiparamétrica. Los valores fueron considerablemente más altos dentro de los refugios en donde se registró 76 y 198%, mientras que fuera de ellos se registraron valores de 2.59 y 10.1% de saturación de oxígeno disuelto (Figura 5.1b).

pH del agua. Existe un patrón similar, pero no idéntico del pH en las zonas de muestreo (figura 5.1c). Dentro del refugio se registraron valores de 6.94 a 7.45, Fuera de los refugios, los valores que se registraron fueron de 6.81 a 7.55.

Conductividad del agua. Dentro de los refugios se registraron valores de 1283 a 1466 $\mu\text{s/cm}$. En los canales aledaños, se registraron valores de: 930 a 971 $\mu\text{s/cm}$. En cuatro casos, la conductividad fue mayor dentro de los refugios (Figura 5.1d).

Tabla 5.2 Comparación de las variables físicas y químicas del agua (promedio \pm e.e) dentro y fuera del refugio. Se muestran los resultados de la prueba de *t* pareada.

Variable	Dentro	Fuera	<i>t</i>	g.l.	<i>P</i>
Temperatura (°C)	13.11 \pm 0.62	15.90 \pm 0.86	0.029	5	0.97
Saturación de oxígeno disuelto (%)	136.78 \pm 32.61	6.34 \pm 2.01	0.26	1	0.83
pH	7.27 \pm 0.19	7.17 \pm 0.09	0.62	5	0.64
Conductividad ($\mu\text{s/cm}$)	1330.80 \pm 45.91	1079.5 \pm 70.47	0.09	3	0.92

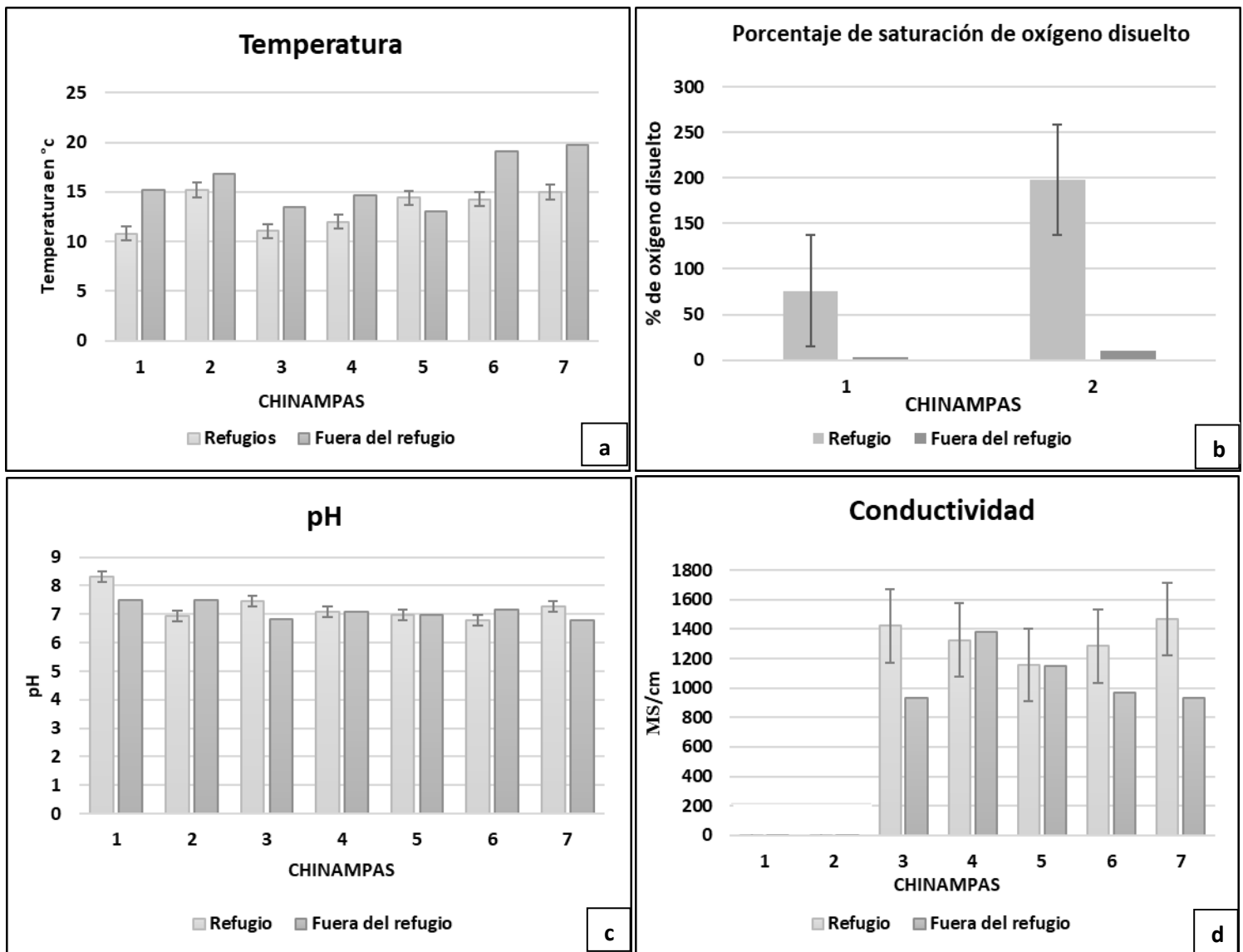


Figura 5.1 Comparación de las variables físicas y químicas del agua dentro y fuera de una chinampa-refugio con barras de error estándar: (a) temperatura del agua en °C, (b) porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, (c) pH y (d) conductividad del agua ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

5.3 Especies identificadas

En los refugios se encontraron dos especies de copépodos —*Acanthocyclops americanus*, *Arctodiaptomus dorsalis* y sus fases naupliares—, así como cuatro especies de cladóceros —*Alona* sp., *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma birgei*, y *Moina micrura*—. Fuera de los refugios, por su parte, sólo se registró una especie de copépodo (*Ac. americanus*) y las cuatro especies de cladóceros que también se reportaron en los refugios (Tabla 5.3). En la figura 5.2 se aprecian las especies identificadas.

Tabla 5.3 Lista de especies y grupos registrados dentro y fuera de los refugios en 14 chinampas del ANP Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco durante febrero 2020 y abril 2021.

Especies/Grupos	Dentro	Fuera
Nauplios	X	X
<i>Ac. americanus</i>	X	-
<i>Ar. dorsalis</i>	X	X
<i>Alona</i> sp.	X	X
<i>Chydorus sphaericus</i>	X	X
<i>Diaphanosoma birgei</i>	X	X
<i>Moina micrura</i>	X	X
Total	7	6

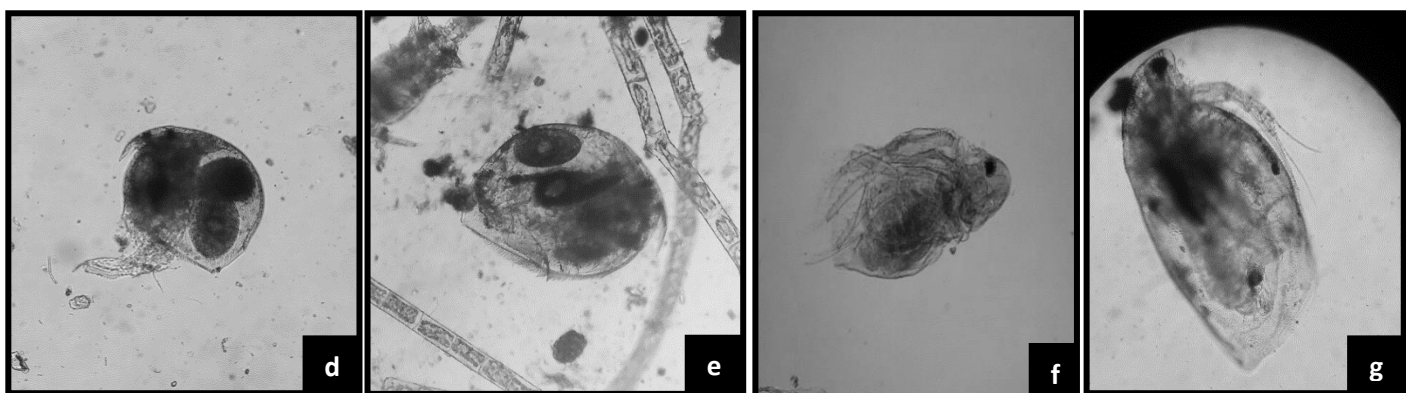
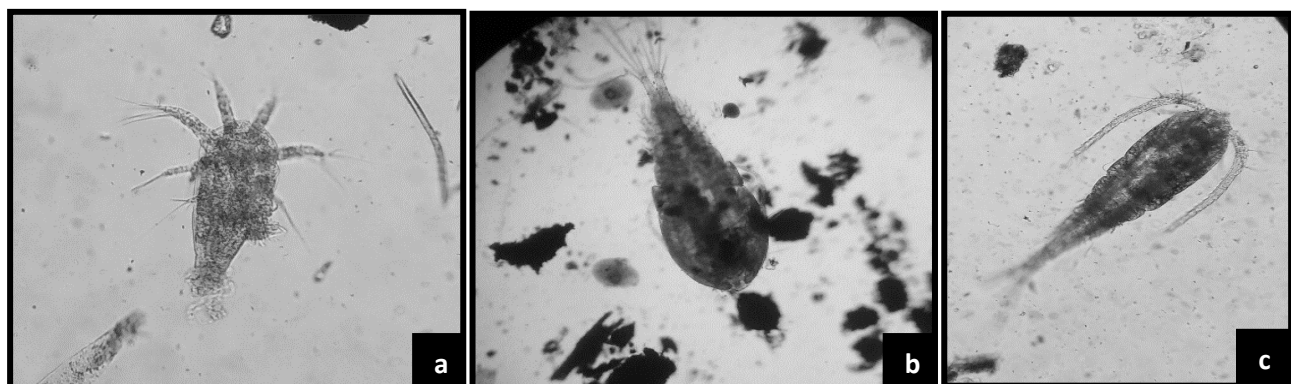


Figura 5.2. Microcrustáceos que se identificaron en las muestras que se colectaron durante febrero 2020 y marzo 2021, dentro y fuera de los refugios en el lago de Xochimilco. Vistos a 10x en un microscopio óptico: a) nauplios, b) *Acanthocyclops americanus*, c) *Arctodiaptomus dorsalis*, d) *Alona* sp. e) *Chydorus sphaericus*, f) *Diaphanosoma birgei* y g) *Moina micrura*

5.4 Talla de los microcrustáceos

En la figura 5.3a se aprecian las variaciones en las tallas de las especies de acuerdo con el sitio donde se colectaron, *Acanthocyclops americanus* fue la especie con mayor talla promedio (802 μm), mientras que el grupo de los nauplios tuvo una talla menor (149 μm). Además, se identificó que cuatro especies tuvieron una mayor talla en los refugios (Nauplios, *Arctodiaptomus dorsalis*, *Alona* sp. y *Diaphanosoma birgei*). El organismo más grande que se registró fuera de los refugios corresponde a *Moina micrura* (933 μm) el cual se encontró en la chinampa 11, el organismo de menor tamaño corresponde a un nauplio (131 μm) que se reportó en la chinampa 10. Dentro de los refugios, el organismo de mayor talla fue *Acanthocyclops americanus*, el cual se encontró en la chinampa 12 (1195 μm), el de menor talla fue un ejemplar de *Chydorus sphaericus* (100 μm) que se ubicó en la chinampa 5.

En la figura 5.3b se aprecia que 60% del total de organismos que se midieron en ambas zonas de muestreo midieron menos de 300 μm , mientras que 28% midieron entre 300 y 600 μm , menos de 10% midieron más de 600 μm . En la figura 5.3c, se aprecia que aproximadamente 70% de los organismos que se midieron fuera de los refugios tuvieron un tamaño menor a 300 μm , es importante mencionar que se encontraron individuos con tamaños superiores a las 800 μm correspondientes a especies de cladóceros. Dentro de los refugios 60% de los organismos presentaron un tamaño menor a 300 μm ; sin embargo, al igual que en el caso anterior, se registró la presencia de individuos que midieron más de 800 μm , pertenecientes al grupo de los cladóceros. Las pruebas de *t* demostraron que no existen diferencias estadísticamente significativas en las tallas del grupo y especies colectadas dentro y fuera del refugio ($p < 0.05$; Tabla 5.4).

Tabla 5.4 Comparación de los valores de las tallas de las comunidades de zooplancton (promedio \pm e.e) dentro y fuera del refugio. Se muestran los resultados de la prueba de *t* pareada. En todos los casos, g.l. = 12.

Talla (μm)	Dentro	Fuera	<i>t</i>	<i>P</i>
Nauplios	148.56 \pm 9.53	152.17 \pm 6.95	0.94	0.36
<i>Ac. Americanus</i>	801.70 \pm 149.18	679.49 \pm 105.62	0.87	0.42
<i>Ar. dorsalis</i>	413.45 \pm 57.84	565.93 \pm 77.27	0.06	0.94
<i>Alona</i> sp.	211.78 \pm 12.47	170.70 \pm 17.24	0.497	0.628
<i>C. sphaericus</i>	327.39 \pm 35.34	574.93 \pm 205.11	0.36	0.72
<i>D. birgei</i>	700.89 \pm 124.60	716.38 \pm 168.44	0.76	0.46
<i>M. micrura</i>	583.42 \pm 83.87	390.04 \pm 41.90	0.55	0.59

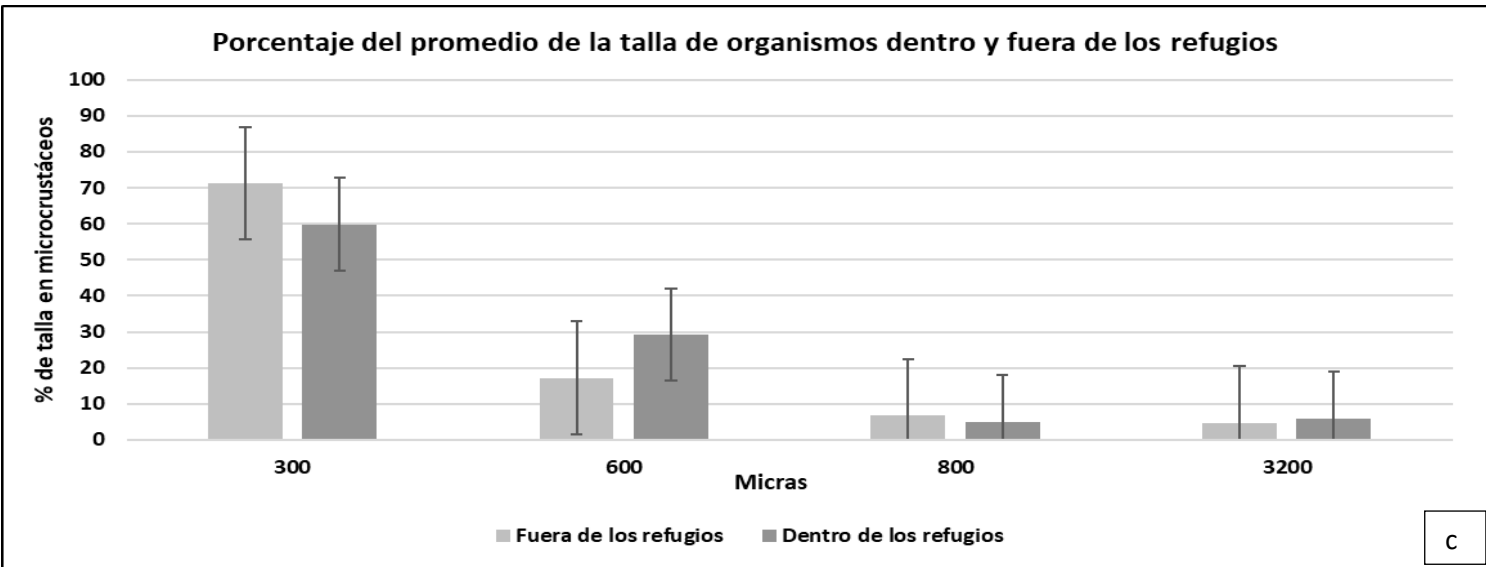
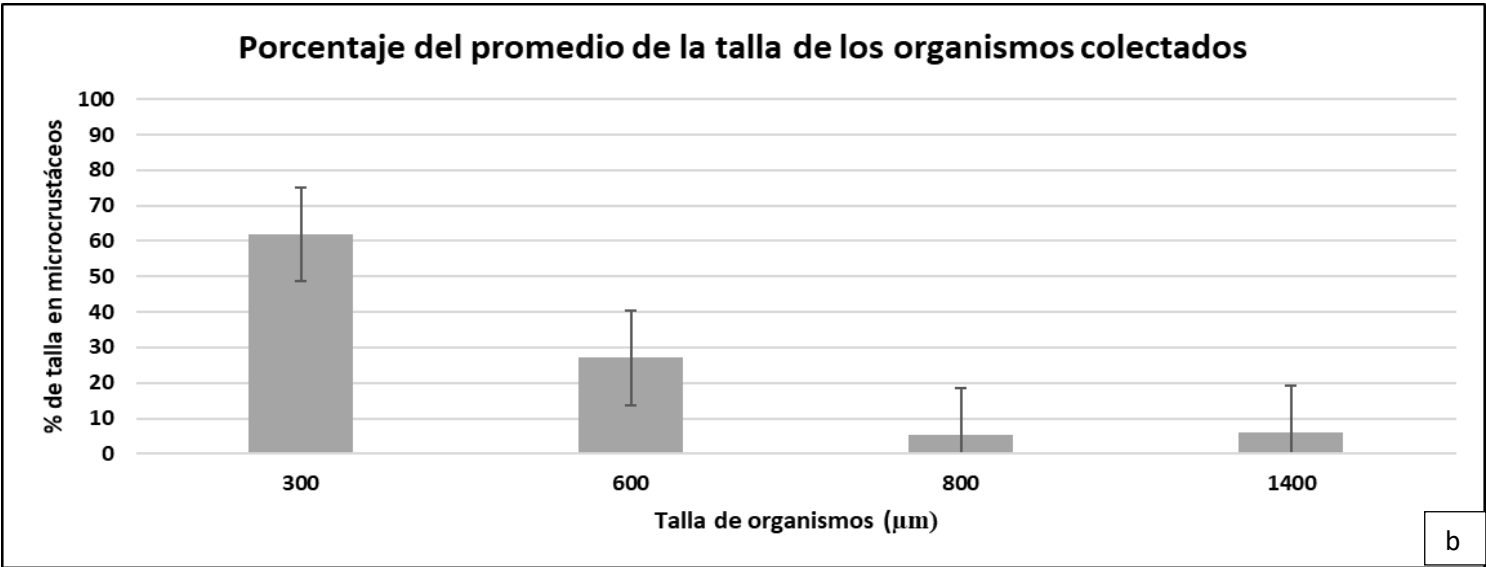
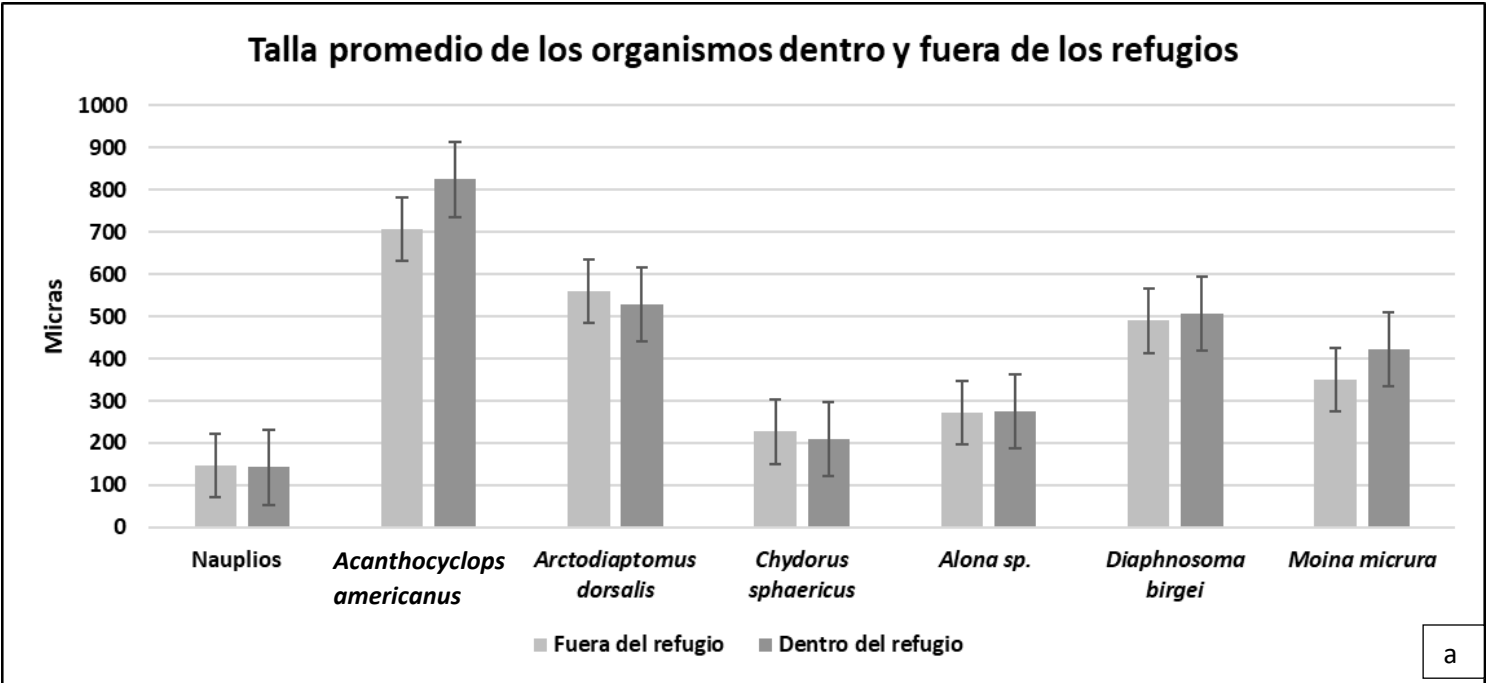


Figura 5.3. Comparación de las tallas de los microcrustáceos dentro y fuera de los refugios con barras de error estándar: a) talla promedio de las especies que se colectaron en las dos zonas de muestreo, b) porcentaje del promedio de la talla del total de los organismos que se colectaron, c) porcentaje del promedio de la talla de organismos en los sitios de muestreo.

5.5 Densidad de los microcrustáceos

En los gráficos de densidad se separó a los nauplios de las demás especies ya que el número de organismos fue significativamente superior; de esta manera, se aprecia con mayor detalle el número de organismos representantes en todas las especies identificadas. De acuerdo con la prueba de *t*, no existen diferencias estadísticamente significativas entre la densidad de organismos dentro y fuera de los refugios.

De acuerdo con los resultados, al considerar el total de individuos el grupo con una mayor densidad fue el de los nauplios, lo cual se aprecia en la figura 5.4a.

La figura 5.4b demuestra que la densidad de individuos de todas las especies fue mayor en los refugios. Además, en estos sitios *Diaphanosoma birgei* fue la especie con mayor densidad (290 ind./L) y *Arctodiaptomus dorsalis* fue la especie menos densa (7 ind./L). Fuera de los refugios *Acanthocyclops americanus* fue la especie más densa (97 ind./L), mientras que *Moina micrura* (1 ind./L) tuvo una menor densidad (ver anexo 9.2 para el listado de especies por sitio).

Tabla 5.5 Comparación de los valores de los rasgos de las poblaciones y las comunidades de zooplankton (promedio \pm e.e) dentro y fuera del refugio. Se muestran los resultados de la prueba de *t* pareada. En todos los casos, g.l. = 12.

Densidad (Ind./L)	Dentro	Fuera	<i>t</i>	<i>P</i>
Nauplios	155.57 \pm 43.58	66.8 \pm 45.41	0.03	0.98
<i>Ac. americanus</i>	13.00 \pm 3.98	6.9 \pm 2.73	0.08	0.93
<i>Ar. dorsalis</i>	0.64 \pm 0.25	0.0	0.02	0.98
<i>Alona</i> sp.	3.29 \pm 1.48	2.1 \pm 1.70	0.49	0.63
<i>C. sphaericus</i>	2.07 \pm 1.53	0.43 \pm 0.31	0.09	0.93
<i>D. birgei</i>	21.21 \pm 10.44	2.79 \pm 1.18	0.11	0.92
<i>M. micrura</i>	1.57 \pm 0.76	0.07 \pm 0.07	0.06	0.95

Nauplios. En la figura 5.3a se aprecia el promedio de la talla de los nauplios, mientras que en la figura 5.5a se representan las fluctuaciones en la densidad de nauplios en todos los sitios de muestreo. Fuera de los refugios el tamaño promedio fue de 132 μm , con una densidad total de 935 ind./L (fig. 5.4a), el canal donde se cuantificaron más nauplios fue el aledaño al refugio cuatro. En los refugios el tamaño promedio fue de 142 μm , la densidad total fue de 2173 ind./L y el lugar donde hubo un mayor número de nauplios fue el refugio de la chinampa cuatro.

Acanthocyclops americanus. Fuera del refugio la talla promedio fue de 707 μm (fig. 5.3a), la densidad total fue de 97 ind./L (fig. 5.4b), el canal aledaño donde hubo una mayor presencia de esta especie fue el de la chinampa 12 (fig 5.5b). En los refugios la talla promedio fue de 824 μm (fig. 5.3a), su densidad total fue de 179 ind./L (fig. 5.4b) y en el refugio de la chinampa uno se registró una mayor densidad (fig. 5.5b).

Arctodiaptomus dorsalis. Fuera de los refugios no se tiene registro de la presencia de esta especie (fig. 5.4b); mientras que en los refugios la talla promedio fue de 528 μm (fig. 5.3a), con una densidad total de 319 ind./L (fig. 5.4b), el refugio donde se detectaron más copépodos de esta especie fue el de la chinampa uno (fig. 5.5c).

Alona sp. Fuera del refugio la talla promedio fue de 271 μm (fig. 5.3a) y su densidad total fue de 29 ind./L (fig. 5.4b), donde se registró una mayor presencia fue en el canal ubicado junto a la chinampa uno (fig. 5.6a). En los refugios la talla promedio fue de 275 μm (fig. 5.3a), con una densidad total de 133 ind./L (fig. 5.4b), el refugio con una mayor presencia de estos individuos fue el de la chinampa 14 (fig. 5.5c)

Chydorus sphaericus. La talla promedio fuera del refugio fue de 226 μm (fig. 5.3a) y su densidad fue de 6 ind./L (fig. 5.4b), en el canal aledaño de la chinampa uno fue el lugar donde se encontraron más representantes de esta especie (fig. 5.6b). En los refugios la talla promedio fue de 209 μm (fig. 5.3.a), con una densidad total de 35 ind./L (fig. 5.4b), el refugio donde se encontró un mayor número de organismos fue en el uno (fig. 5.6b)

Diaphanosoma birgei. La talla promedio fue de 489 μm (fig. 5.3a), su densidad total fue de 39 ind./L (fig. 5.4b), fuera de los refugios el canal que se ubica a un costado de la chinampa diez fue en donde se reportó la mayor cantidad de organismos (fig. 5.6c). En los refugios la talla promedio fue de 507 μm (fig. 5.3a), su densidad total fue de 879 ind./L (fig. 5.4b) y el refugio con un mayor número de individuos fue el correspondiente a la chinampa diez (fig. 5.6c).

Moina micrura. La talla promedio fue de 350 μm fuera del refugio (fig. 5.3a), mientras que su densidad fue de un ind./L (fig. 5.4b), el canal aledaño donde hubo mayor presencia de esta especie fue la 9 (fig. 5.7). En los refugios, se cuantificaron 18 ind./L (fig. 5.4b) y el promedio de la talla fue de 422 μm (fig. 5.3a), el refugio con mayor densidad fue el ocho (fig. 5.7).

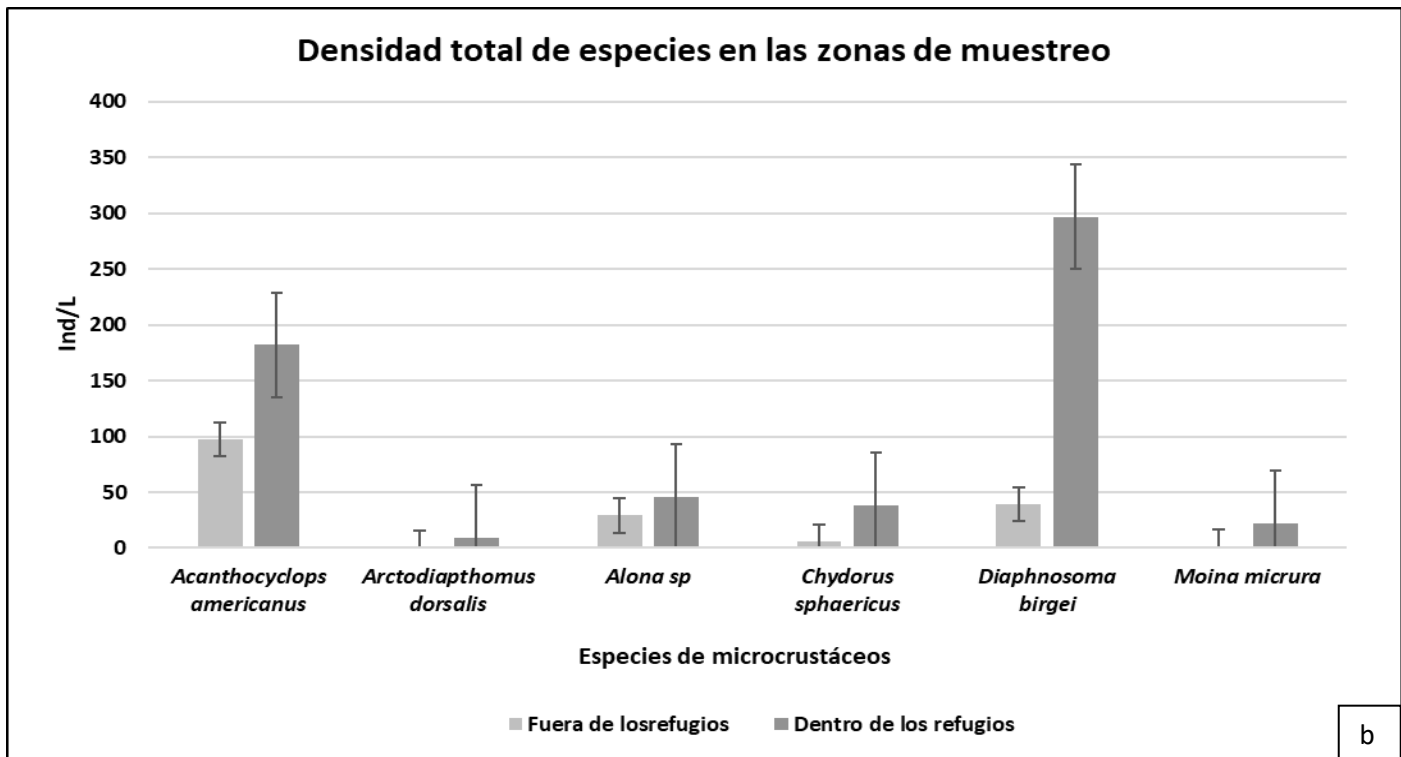
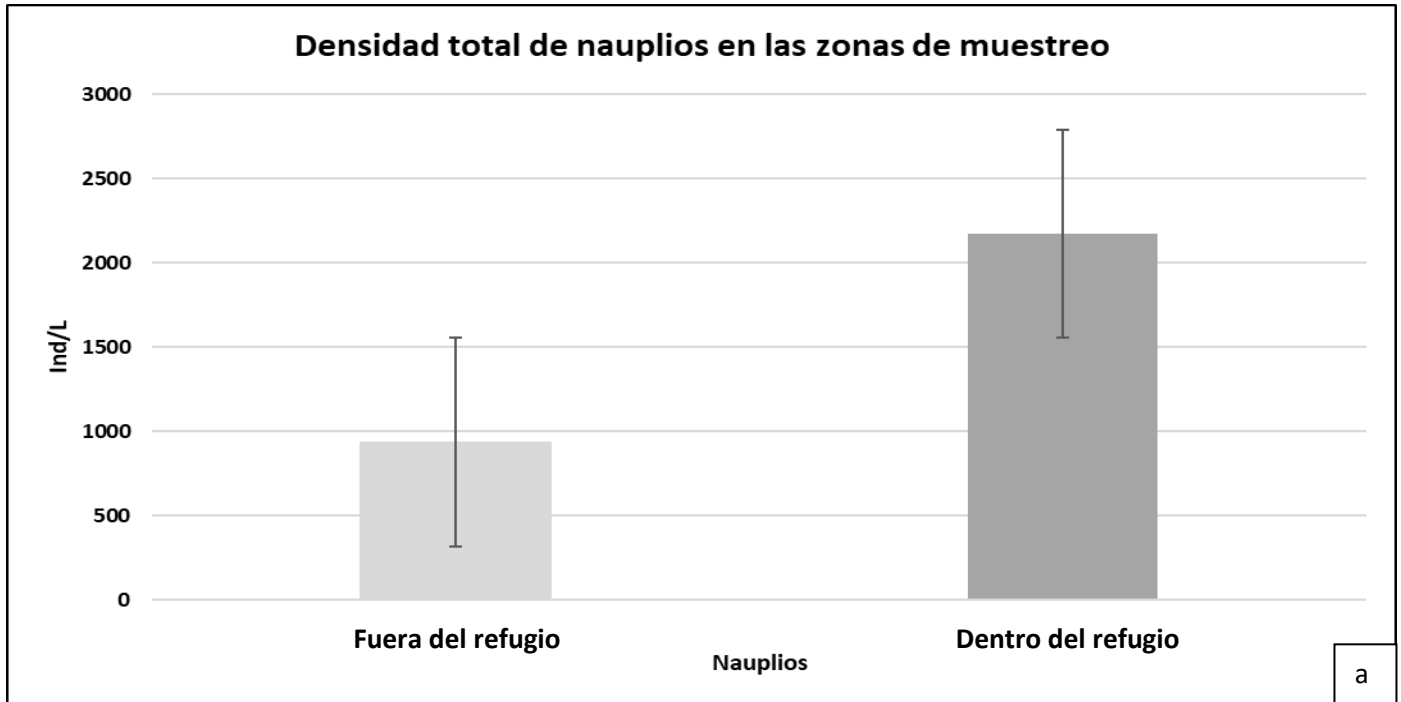
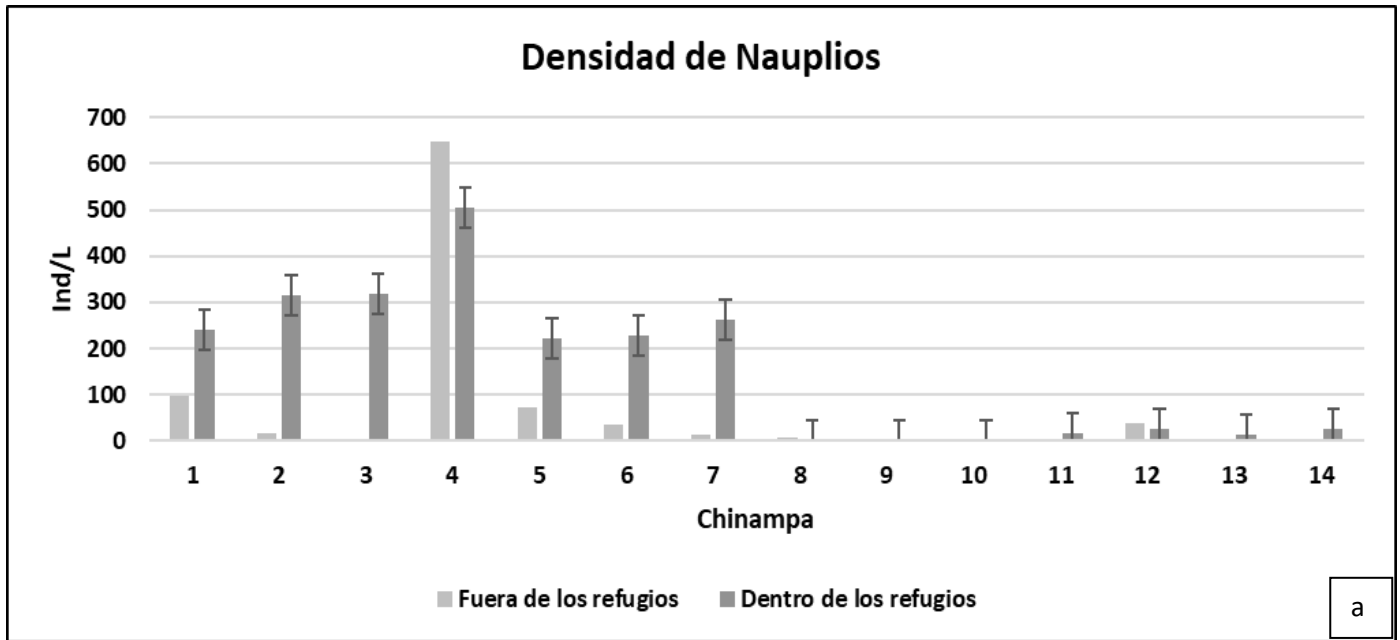
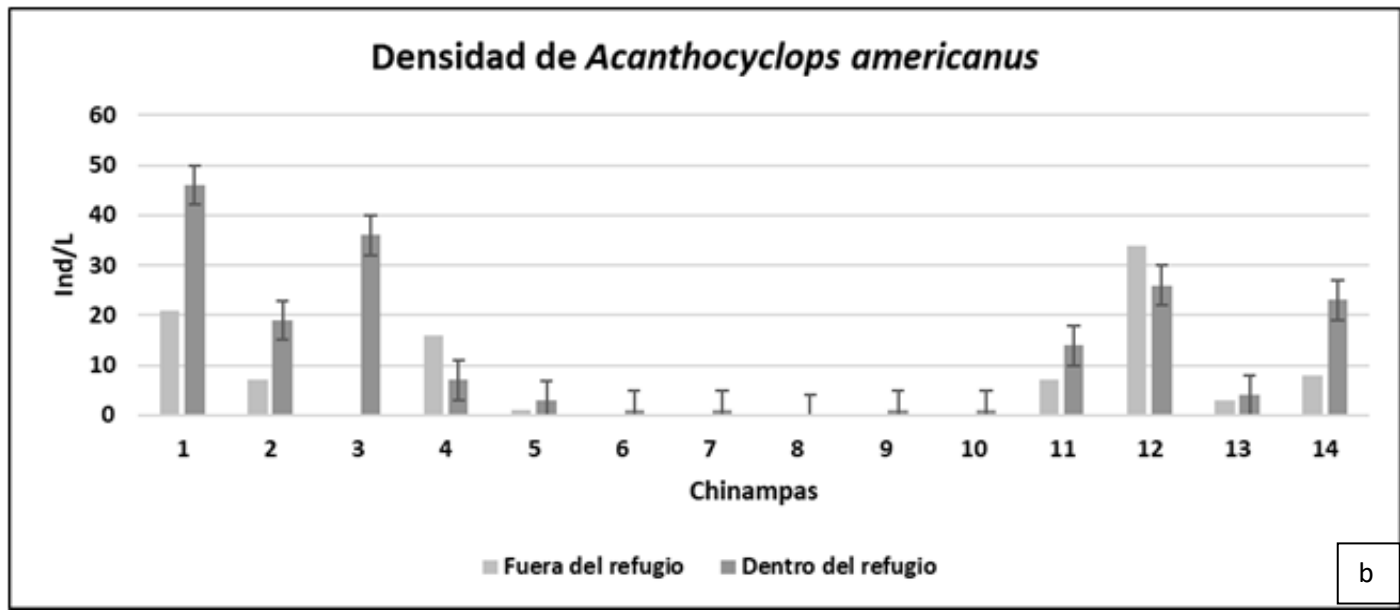


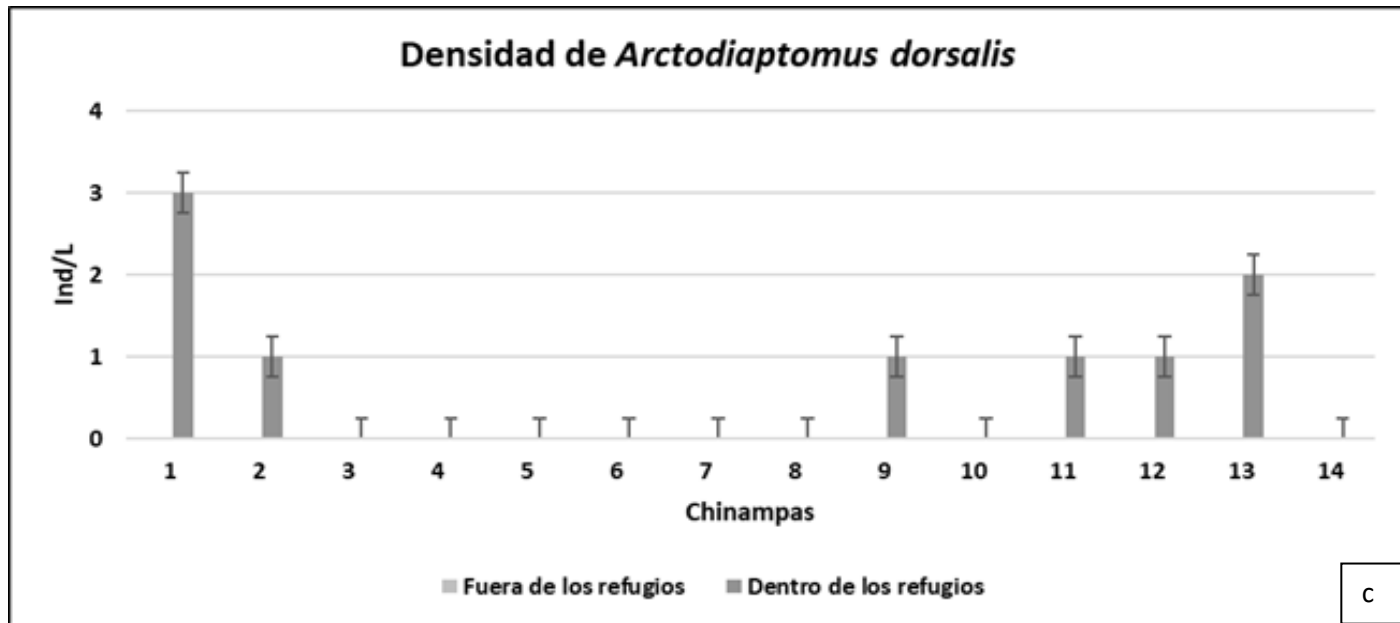
Figura 5.4 Comparación de la densidad de microcrustáceos en cada sitio de muestreo con barras de error estándar: a) densidad de nauplios dentro y fuera de los refugios, b) densidad total de todas las especies de microcrustáceos en



a



b



c

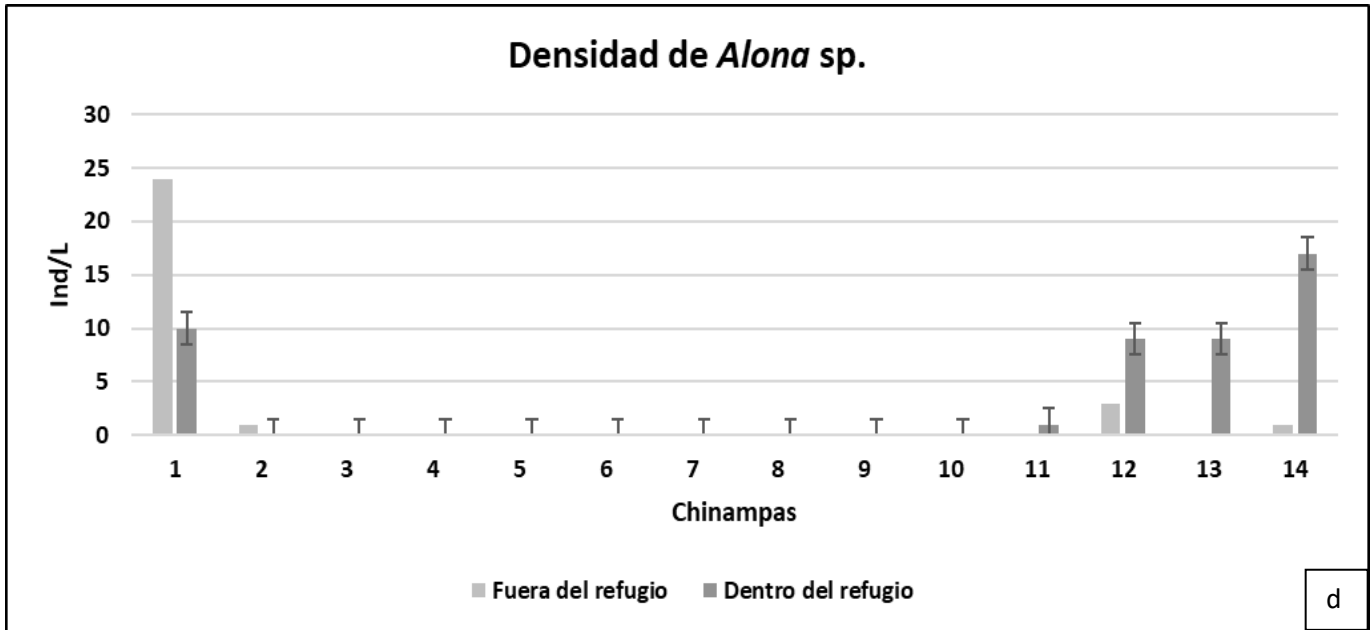
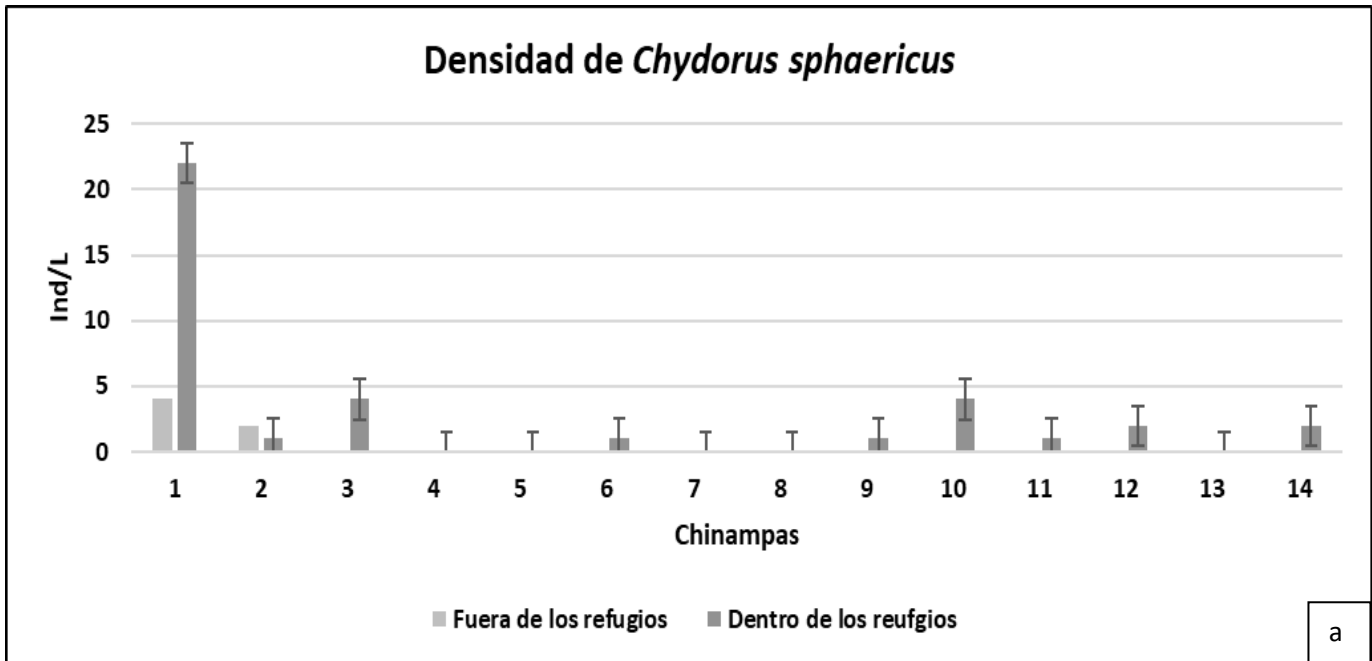
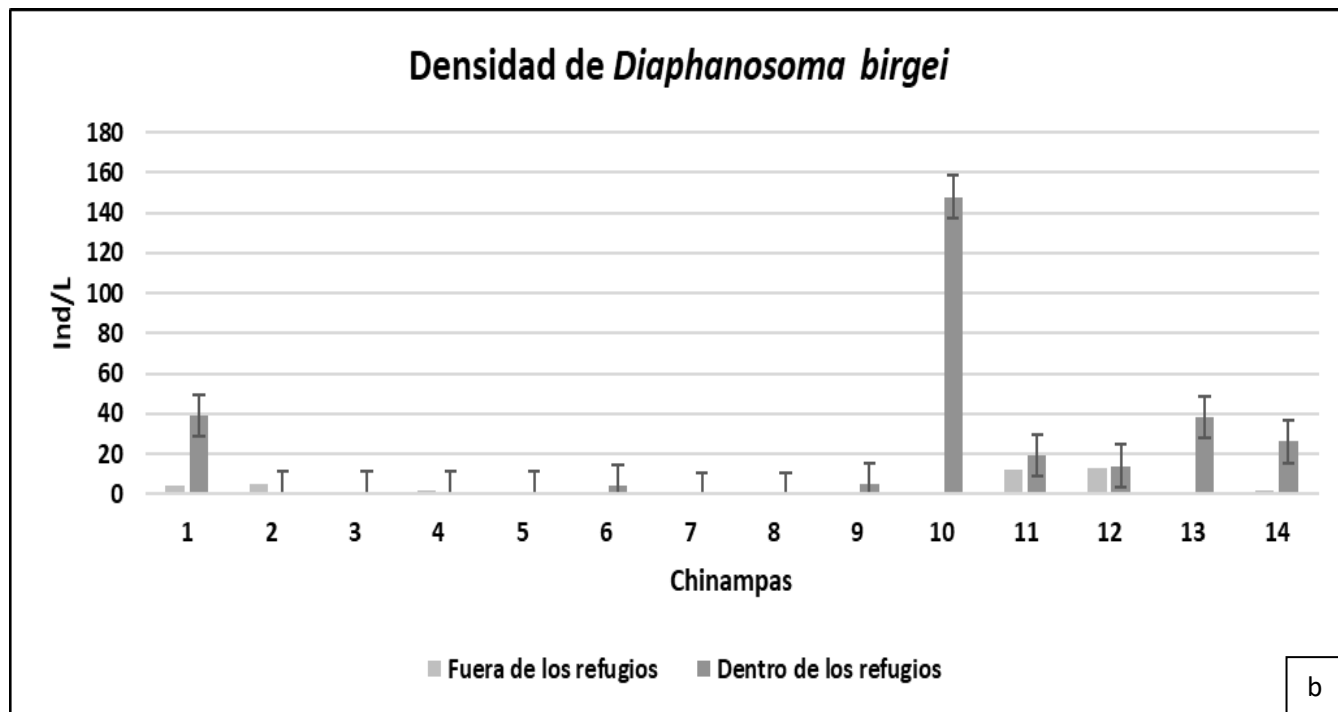
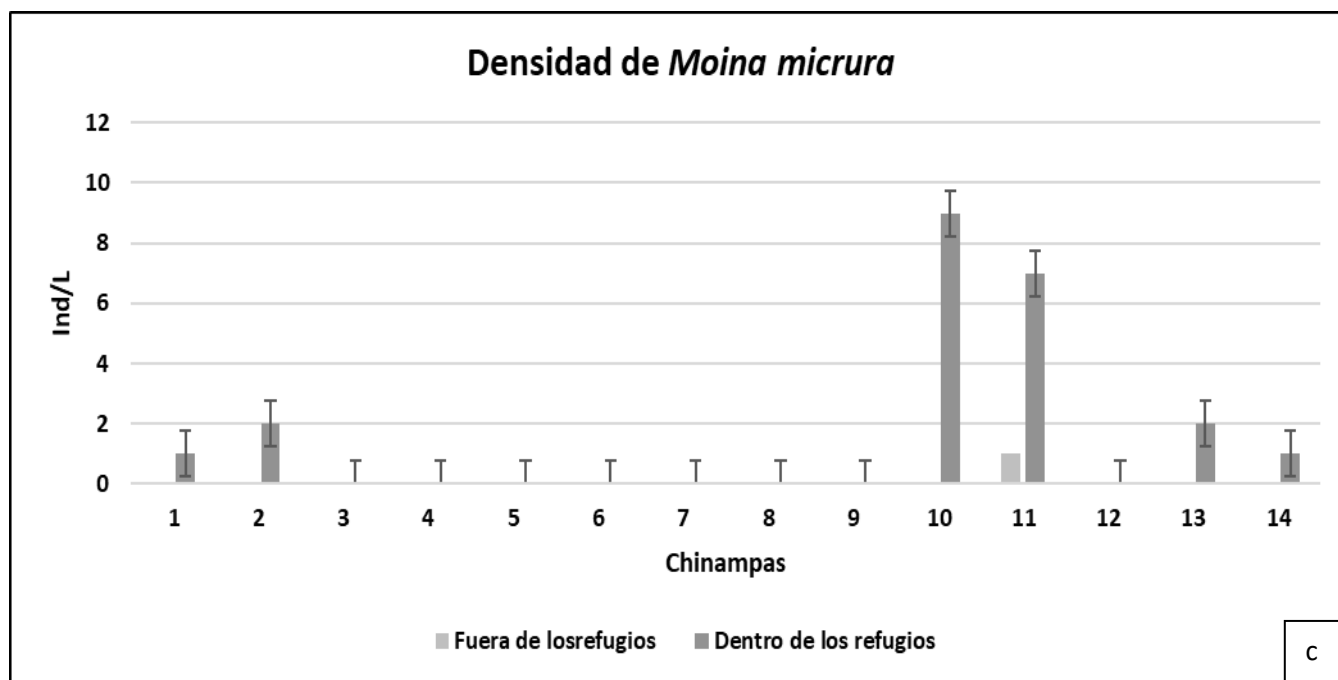


Figura 5.5 Comparación en la densidad de microcrustáceos en cada uno de los refugios y sus canales aledaños con barras de error estándar: a) densidad de nauplios dentro y fuera de los refugios en los 14 sitios de muestreo, b) densidad de *Acanthocylops americanus* dentro y fuera de los refugios en los 14 sitios de muestreo, c) densidad de *Arctodiaptomus dorsalis* dentro y fuera de los refugios en los 14 sitios de muestreo, d) densidad de *Alona* sp. dentro y fuera de los refugios en los 14 sitios de muestreo.





b



c

Figura 5.6. Comparación en la densidad de microcrustáceos en cada uno de los refugios y sus canales aledaños con barras de error estándar: a) densidad de *Chydorus sphaericus* dentro y fuera de los refugios en los 14 sitios de muestreo, b) densidad de *Diaphanosoma birgei* dentro y fuera de los refugios en los 14 sitios de muestreo, c) densidad de *Moina micrura* dentro y fuera de los refugios en los 14 sitios de muestreo.

5.6 Índices de diversidad

Con base en los resultados que se obtuvieron durante esta investigación se determinó que éstos se ajustaban a los supuestos del índice de dominancia de Simpson (D) y al índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}) ya que el tamaño de las muestras fue pequeño y se ajustó a varios sitios de muestreo (Magurran, 2004).

La diversidad alfa y beta se analizó desde dos enfoques, en el primero se consideró únicamente como zonas de muestreo dentro y fuera de los refugios, y el segundo consistió en el desglose de cada una de los refugios y sus respectivos canales aledaños.

En el primer caso, el índice de Simpson determinó que hay una mayor dominancia de especies fuera de los refugios (**D= 0.72**), que en ellos (**D= 0.60**). De acuerdo con el índice de Margalef se determinó que en los refugios hay una mayor riqueza de especies (D_{Mg} =**0.69**).

En el segundo caso se determinó que el refugio ubicado en la chinampa uno es el que presenta una mayor dominancia de microcrustáceos (**D= 0.77** respectivamente), donde se registró una mayor riqueza de especies fue en el refugio 13 (D_{Mg} =**1.02**). Los refugios con la riqueza y dominancia más baja fueron los ubicados en la chinampa ocho y nueve (**D, D_{Mg} = 0** en ambos casos).

Los resultados obtenidos para los canales aledaños a los refugios mostraron que el sitio donde hubo una mayor riqueza fue el que se localiza a un costado de la chinampa 11 (D_{Mg} =**0.99**), donde se registró una mayor dominancia de microcrustáceos fue en el refugio 14 (**D= 0.74**). El canal aledaño con una menor dominancia de especies fue el siete (**D= 0.01**) y el de la menor riqueza fue el ocho (D_{Mg} =**0**).

El índice de Jaccard demostró que las zonas de muestreo (dentro y fuera de los refugios) son un **85.7%** semejantes. Los resultados que se obtuvieron para cada uno de los refugios y sus canales aledaños demostraron que tres sitios de muestreo son idénticos (**J'=100%**), ya que comparten la misma taxocenosis (chinampa cuatro, cinco y siete). Sólo dos tienen una composición completamente diferente (**J'=0%**) —chinampa ocho y nueve—.

5.7 Especies indicadoras

De acuerdo con el *IndVal*, las especies con valores superiores a 50% son indicadoras porque tienen mayores probabilidades de que se detecten en un hábitat particular; mientras que las especies con un valor entre 25 y 50% se

consideran detectoras, ya que proveen información de más de un hábitat y pueden dar nociones de los cambios de calidad, por ejemplo, el grado de perturbación o grado de conservación (Martín, 2019). Con base en este supuesto, la presencia de nauplios, *Acanthocyclops americanus*, *Chydorus sphaericus* y *Diaphanosoma birgei* son indicadores ambientales; mientras que *Arctodiaptomus dorsalis*, *Alona sp.*, y *Moina micrura* son especies detectoras.

En la tabla 5.1 se ofrece el porcentaje del *IndVal*, para las especies indicadoras y las detectoras:

Tabla 5.6 Porcentaje del Índice del Valor indicador para cada especie

Especie	<i>IndVal</i> (%)	Estatus
Nauplios	85.49	Indicador
<i>Diaphanosoma birgei</i>	82.07	Indicador
<i>Acanthocyclops americanus</i>	78.46	Indicador
<i>Chydorus sphaericus</i>	60.78	Indicador
<i>Arctodiaptomus dorsalis</i>	42.85	Detectora
<i>Alona sp.</i>	29.32	Detectora
<i>Moina micrura</i>	42.10	Detectora

5.8 Curva de rarefacción

La curva de rarefacción (fig. 5.7) —sólo se consideró las dos grandes zonas de muestreo: dentro de los refugios y fuera de ellos— determinó que en los refugios la comunidad de microcrustáceos de zooplancton se encuentra

estabilizada, por lo que el número de especies no incrementará independientemente de los muestreos realizados. Los resultados que se obtuvieron para los canales aledaños arrojaron una curva que presenta un comportamiento similar a una asíntota, lo que indica que con un mayor esfuerzo de muestreo existe la posibilidad de encontrar más especies.

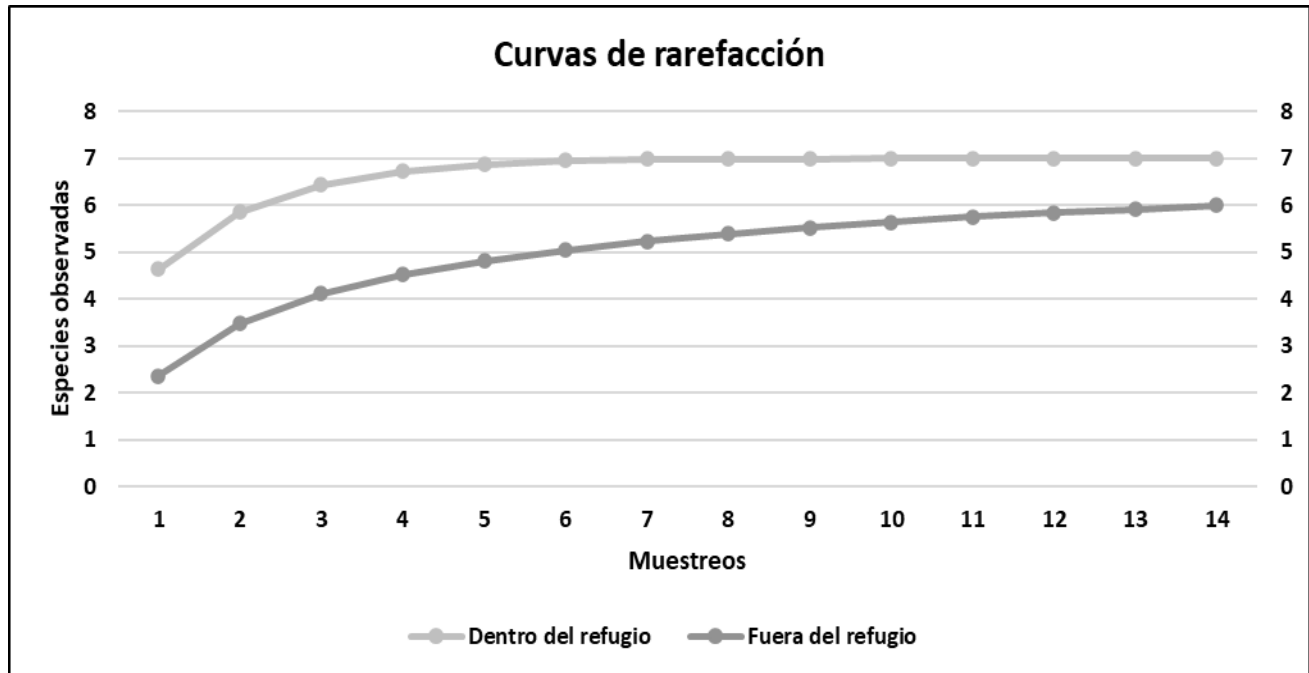


Figura 5.7. Curvas de rarefacción de especies dentro y fuera de los refugios.

5.9 Análisis de Correspondencia Canónica

5.9.1 ACC: variables físicas y químicas del agua vs talla de especies

El ACC representado por la figura 5.8 refleja el comportamiento de la densidad de organismos en relación con los factores ambientales. En color azul se identifican a las cuatro variables físicas y químicas del agua que se consideraron (pH, temperatura, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y conductividad), en rojo la talla de las especies y en negro los sitios de muestreo.

Los refugios cinco y tres y el canal aledaño al refugio cuatro, se aproximan al eje de las “y”, lo que podría ser un indicio de que estos sitios tienen una mayor influencia de variables que no se consideraron durante este estudio. Por

variables físicas y químicas del agua que se consideraron (pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad), en rojo la densidad de las especies y en negro los sitios de muestreo.

Se observa que los refugios dos, tres y cuatro tienen una mayor afinidad a los valores de conductividad y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en el agua, mientras que el resto de ellos responden en mayor medida a las fluctuaciones de conductividad y temperatura; esta tendencia también se reflejó en los canales aledaños. El refugio uno tuvo una mayor afinidad al pH, mientras que el canal aledaño a este sitio (1F) no se asoció a ninguna variable ambiental.

La densidad de *Arctodiaptomus dorsalis*, *Moina micrura* y *Acanthocyclops americanus* se encuentran asociadas en mayor medida a los valores de pH. En *Diaphanosoma birgei* y *Chydorus sphaericus* esta variable influye en menor medida, pero con mayor fuerza que la temperatura, la conductividad y el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto. La posición de los nauplios en el diagrama indica que su densidad se afecta por otras variables.

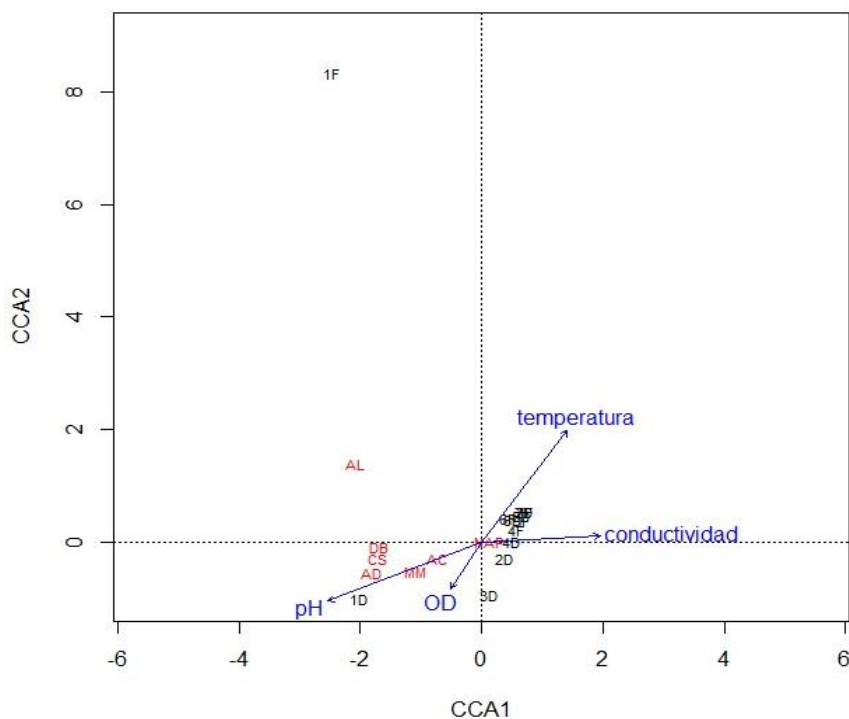


Figura 5.9. Diagrama de ordenación del Análisis de Correspondencia Canónica: temperatura, pH, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y conductividad, sitios de muestreo y densidad de microcrustáceos. 1 a 7 señalan la chinampa, F= fuera, D= dentro, NAP= densidad de nauplios, AC= densidad de *Acanthocyclops americanus*, AD= densidad de *Arctodiaptomus dorsalis*, AL= densidad de *Alona* sp. CS= densidad de *Chydours sphaericus*, DB= densidad de *Diaphanosoma birgei* y MMT= talla de *Moina micrura*. El porcentaje de variación fue de 20.6%.

VI. DISCUSIÓN

6.1 Variables físicas y químicas del agua

Temperatura del agua. El patrón de la temperatura del agua corresponde a la temperatura promedio registrada durante la estación de invierno (Arana et al., 2017). Las oscilaciones de temperatura dentro de los refugios son más bajas debido muy probablemente a la presencia de ahuejotes en sus contornos, que, brindan sombra a la mayor parte del apantle. Otra razón a la que se puede atribuir este comportamiento es que, dentro de los refugios, se procura que la columna de agua mantenga una profundidad mínima de 1.30 m (Zambrano et al., 2012), lo que tiene como consecuencia la existencia de unos valores de temperatura relativamente homogéneos entre estos sitios, lo cual no ocurre fuera de los refugios cuya profundidad del agua puede ser mayor y menor a 1.30 m dependiendo del sitio.

El intervalo de temperatura registrado dentro de los refugios (fig. 5.1a) corresponde al rango óptimo en que el axolote puede sobrevivir: 10 a 18°C, así como otras especies de la fauna nativa del lago de Xochimilco (Mena y Servín, 2014). Esta variable regula en forma directa la concentración de oxígeno, la tasa metabólica de los organismos acuáticos y los procesos vitales asociados como el crecimiento, la maduración y reproducción (Baron et al., 2003).

Pese a que sólo se realizaron dos muestreos, no se registraron las variaciones temporales de temperatura en el lago de Xochimilco; sin embargo, se debe considerar que su ciclo influye en la adecuación de plantas y animales, además determina el lugar donde se distribuyen las especies en el sistema y la manera en que varía la comunidad biótica del cuerpo de agua entre estaciones lo que evidentemente, modifica la dinámica del ecosistema (Baron et al., 2003).

Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (mg/L). En un estudio realizado por Zambrano y colaboradores en 2017 se registró el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto con valores de 2.2% en algunos puntos del lago de Xochimilco, los cuales coincidieron con los valores mínimos registrados fuera de los refugios.

La presencia de lirio acuático fuera de los refugios también influye en la concentración de oxígeno. De acuerdo con Quiroz y colaboradores (2008), los canales en donde hay ausencia de esta especie tienden a una mayor concentración de oxígeno, situación que se asocia al fitoplancton, ya que por medio de la fotosíntesis se promueve que la superficie del agua esté sobresaturada de oxígeno molecular y disminuyan los niveles de dióxido de

carbono. Además, mencionan que esta planta actúa como una barrera física que afecta el intercambio gaseoso entre la atmósfera y la superficie del agua del canal secundario y disminuye la velocidad de la corriente.

En previas investigaciones se determinó que la cantidad de oxígeno en el medio no es un factor limitante para la supervivencia del axolote; sin embargo, sí es un factor limitante para la comunidad planctónica (Zambrano et al., 2011). De acuerdo con Tomasini (2017) la disminución de la densidad de esta comunidad puede indicar la presencia de una región anóxica o una disminución considerable en la saturación de oxígeno disuelto y debido a que sólo se tienen dos valores registrados para esta variable, es necesario realizar un análisis profundo donde se monitoree continuamente el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto fuera de los refugios para identificar cuál de las situaciones antes mencionadas es la que se presenta.

La disponibilidad de oxígeno en el medio además de influir en la presencia de zooplancton también incide en la presencia de otras especies, ya que su distribución afecta la solubilidad de nutrientes, lo que da como resultado un crecimiento rápido de diferentes organismos capaces de aprovechar esta situación (como el fitoplancton); sin embargo, las respuestas de cada comunidad pueden ser temporales y transitorias (Wetzel, 1984).

pH. Los valores de pH registrados en esta investigación corresponden a los reportados en sistemas dulceacuícolas los cuales se reportan entre 6.5 a 8.5 (Baron et al., 2003) y con lo reportado por Zambrano y colaboradores (2017) en la zona lacustre de Xochimilco donde se registraron valores de pH de 7.2 a 8.6. La evaluación de este parámetro es fundamental ya que éste afecta el balance de los químicos del agua y la movilización de los contaminantes, lo que causa condiciones tóxicas, en consecuencia, los organismos acuáticos pueden experimentar problemas haciendo que las poblaciones declinen (Pérez, 2016). Por ejemplo, el valor ideal del pH para la existencia de axolote es de 6.5 a 8 (Mena y Servín, 2014), en tanto que el intervalo óptimo para el crecimiento de cianobacterias es de 7.5 y 10, pues tienen preferencia por ambientes neutros y alcalinos, son dominantes en cuerpos de agua eutrofizados y su proliferación favorece a los florecimientos algales (Tomasini et al., 2017).

Pese a que el lago de Xochimilco cumple con estas características, se debe tener presente que hay diferencias en la vegetación que se establece en las zonas de estudio y que modifican las variables físicas y químicas del agua: dentro de los refugios predomina el fitoplancton y algas macrófitas sumergidas nativas, fuera de ellos dominan los lirios acuáticos (Zambrano et al. 2017). Esta característica es

importante porque existe evidencia que, en canales con ausencia de esta planta, el pH tiende a ser más alcalino (Quiroz et al., 2008).

El pH se determina por la productividad de plantas y animales, lo cual influye directamente en la regulación de la calidad del agua y en el tipo de dinámica trófica que se desarrolla dentro del sistema acuático (Baron et al., 2003). Otro factor que influye en esta variable es el tipo de suelo presente en las chinampas y las áreas circundantes (Arcos y Vergara, 2007), lo cual incide en la variación en los registros de este parámetro.

Conductividad del agua. Los valores que se registraron durante este estudio superan lo reportado por Zambrano y colaboradores (2012), donde el valor más alto de conductividad fue de 1360 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el cual se detectó en la zona chinampera-urbana. Con base en este parámetro, también se determina de manera indirecta las concentraciones de sales en el ecosistema.

Zambrano y colaboradores (2012) discuten que uno de los factores que influye es la salinidad del suelo pues al haber deslaves y filtraciones hacia los cuerpos de agua aledaños, sus componentes también son arrastrados, por lo que pueden modificar las características del cuerpo de agua. Además, se debe considerar la entrada de compuestos alóctonos que, a su vez, modificarían la cantidad de sólidos disueltos y turbidez del agua.

En el lago de Xochimilco, es imprescindible considerar que las recargas de las plantas de tratamiento de agua, el uso de agroquímicos en las chinampas y las afectaciones que se dan por cambio de uso de suelo pueden modificar toda la composición iónica del ecosistema, que evidentemente, tendría efectos directos en el pH del agua, y que repercutiría directamente sobre plantas y animales, sin mencionar los efectos negativos que tendría sobre las poblaciones humanas que dependen del lago (Arana, 2017).

Análisis global. El análisis de los resultados demostró que, dentro de los refugios, los valores reportados para cada una de las variables físicas y químicas que se estudiaron dentro se encuentran dentro del rango que garantiza la supervivencia de especies nativas dentro de los refugios (Mena y Servín, 2014). Aunque estas variables permiten dar una idea general sobre el estado de salud del ecosistema es necesario realizar un estudio más amplio que considere otras variables como nutrientes, metales pesados y transparencia con el fin de caracterizar al lago e identificar las diferencias entre los sitios de muestreo, es decir, en los refugios y en los canales aledaños.

6.2 Especies identificadas

Nauplios

Los nauplios son el estadio larvario de la subclase copépoda. Se cuantificaron como un grupo aparte donde se denominó con este nombre a todas las etapas de desarrollo (nauplios y copepoditos) (Fig. 5.4a).

Miracle (2015) menciona que las diferentes fases se distinguen por los cambios morfológicos que presentan como el alargamiento del cuerpo, desarrollo de apéndices o el aumento del número de setas furcales. Además, señala que la duración de estas fases depende de las condiciones ambientales, principalmente la temperatura y en menor grado el fotoperiodo y la cantidad de alimento.

Galabert y colaboradores (2008) comentan que estos organismos compiten por el alimento con los cladóceros neonatos debido a que su tasa de herbivoría es similar; añaden que sus requerimientos nutricionales dependen del estadio en el que se encuentren, por ejemplo, cuando llegan a la fase de copepodito cambia su forma de alimentación, la cual es similar a la de los copéodos adultos.

Acanthocyclops americanus

Acanthocyclops americanus es una especie del género *Acanthocyclops*, de la familia Cyclopidae, del orden Cyclopida de la subclase Copepoda (NCBI, 2022).

De acuerdo con estudios que se realizaron por Enríquez y colaboradores (2013) *Acanthocyclops americanus* (Figura 5.2b) impacta a la comunidad del zooplancton a lo largo de sus diferentes estadios. Son omnívoros, capaces de cazar presas pequeñas como fitoplancton, rotíferos, protozoarios, cladóceros, larvas de insectos y alevines; no obstante, tienen una preferencia sobre los rotíferos y los cladóceros.

Estos autores reportaron que esta especie puede depredar a sus propios nauplios cuando los recursos en el medio son bajos; sin embargo, su tasa de consumo es inferior si se compara con su tasa de consumo de algas. Según ellos, este comportamiento también les permite regular su propia dinámica poblacional que se basa en la disponibilidad de recursos.

Arctodiaptomus dorsalis

Arctodiaptomus dorsalis es una especie del género *Arctodiaptomus*, de la subclase Copepoda, del orden Calanoida y de la familia Diaptomidae (NCBI, 2022).

De acuerdo con Reid (2007) (figura 5.2c) su presencia se relaciona con la urbanización, no sobrevive en condiciones donde hay baja concentración de alimento y se encuentra en concentraciones altas de oxígeno disuelto (que se mantienen por las altas concentraciones de fitoplancton), es frecuentemente dominante en estanques, lagos y embalses eutrofizados.

Velázquez y colaboradores (2021) mencionan que *Ar. dorsalis* es filtradora selectiva, preferentemente se alimenta de diatomeas y en menor medida de cianobacterias y clorofitas. También mencionan que producen huevos de resistencia y que sus poblaciones tienden a ser numerosas debido su alta capacidad adaptativa a diversas condiciones.

Alona sp.

Alona es un género de microcrustáceo de la familia Chydoridae, del suborden cladócera (NCBI, 2022).

Gracias a la ocurrencia simultánea en los eventos de convergencia y radiación las especies que conforman este género son difíciles de identificar (Figura 5.2d) (Van et al., 2008).

Los organismos que conforman a este género son filtradores que se alimentan principalmente de microalgas, bacterias y materia orgánica (Muñoz et al., 2013); sin embargo, el tipo de especialización que presentan depende de la especie (Van et al., 2008).

De acuerdo con Muñoz y colaboradores (2013) el fotoperiodo influye en su desarrollo y reproducción, mientras que la cantidad de alimento disponible afecta directamente a su tasa de supervivencia. Walsen (1994), por su parte, menciona que la mayoría de las especies se encuentran en cuerpos de agua con conductividad y pH bajos, lo que coincide con lo reportado por Van y colaboradores (2011), quienes mencionan que habitan en aguas débilmente ácidas.

Chydorus sphaericus.

Chydorus sphaericus es una especie del género *Chydorus* que pertenece a la familia Chydoridae, del suborden Cladocera (NCBI, 2022).

Al igual que el género *Moina*, es importante realizar estudios moleculares para identificar la especie a la que pertenecen los ejemplares colectados, ya que se ha reportado la existencia de especies crípticas (Van et al., 2011).

Eyto (2001) menciona que *C. sphaericus* (figura 5.2e) tiene un amplio rango de tolerancia a variables físicas y químicas (p.ej. soporta cambios en los niveles de oxígeno) y puede proliferar ante la eutrofización de los cuerpos de agua y los cambios en la zona litoral debido a que su adaptabilidad le permite superar a otras especies y ocupar los hábitats que se habilitan. Otro punto muy importante es que evita la depredación debido a su caparazón redondo y a su estilo de vida planctónico. El mismo autor resalta que la dominancia de esta especie es un indicador de eutrofización, sólo cuando su riqueza y diversidad de especies dentro del género es baja; sin embargo, se debe considerar que tiene marcados patrones estacionales.

Diaphanosoma birgei

Diaphanosoma birgei es una especie del género *Diaphanosoma*, de la familia Sididae, del suborden Cladocera (NCBI, 2022).

De acuerdo con Muñoz y colaboradores (2013) las especies pertenecientes al género *Diaphanosoma* (fig. 5.2f) son cladóceros filtradores que se alimenta de microalgas, bacterias y materia orgánica; en comparación con los copépodos, los cladóceros ejercen una fuerte presión de depredación sobre el fitoplancton y debido a su tamaño son susceptibles a la depredación (Bravo, Sarma y Nandini, 2013)

D. birgei es afectada por factores como la temperatura, la calidad y cantidad de nutrientes en su alimentación que afectan su desarrollo (Sipaúba y Bachon, 2002). Otro factor que los afecta es el pH: cuando el cuerpo de agua tiende a la acidificación disminuyen sus poblaciones, por lo que se consideran buenas indicadores ecotoxicológicas (Havens et al., 1993).

La población de *Diaphanosoma birgei* disminuye cuando hay mayor turbidez y densidad de peces planctívoros que consuman cladóceros de mayor talla (Nogueira, 2001).

Moina micrura

Moina micrura es una especie de microcrustáceos perteneciente al género *Moina* de la familia Moinidae, del suborden Cladocera (NCBI, 2022).

De acuerdo con investigaciones realizadas por Elías-Gutiérrez y colaboradores (2018) es necesario realizar un análisis molecular para identificar la especie. Según reportan, en el continente americano pueden encontrarse aproximadamente seis especies crípticas.

Moina micrura (fig. 5.2.g) es un organismo filtrador no selectivo, es decir, que puede alimentarse de cualquier microalga (Pagano, 2007), su reproducción se favorece por temperaturas superiores a 20°; sin embargo, este parámetro afecta su desarrollo y metabolismo. Debido a su tamaño es alimento para larvas, peces juveniles y pequeños crustáceos, por ello ha sido muy explotada en la acuicultura (Rodríguez et al., 2003). Tiene tolerancia a la salinidad y se reportó en diferentes ecosistemas desde dulceacuícolas hasta estuarios hipertróficos salados (Elías-Gutiérrez et al., 2018).

6.3 Talla y densidad de las especies

Nauplios. Como se mencionó anteriormente, los nauplios compiten con los cladóceros por el alimento debido a que sus tasas de herbivoría son similares (Galabert et al., 2008); sin embargo, de acuerdo con lo reportado por Alekseev y colaboradores, la diferencia de densidad en el sistema podría deberse a que este grupo tiene tasas de crecimiento más rápidas que los cladóceros, por lo que su densidad es mayor (fig. 5.4.a).

Acanthocyclops americanus. Alekseev y colaboradores (2021) reportan que el tamaño de esta especie oscila entre 900 y 1600 μm (que depende del sexo), la talla que se reportó en los organismos de investigación fue menor (fig. 5.3.a). El mismo estudio menciona que son especies dominantes en lagos eutrofizados, situación que se percibió al ser la especie con mayor densidad fuera de los refugios.

Arctodiaptomus dorsalis. Rodríguez (2012) reporta que la talla promedio de los adultos pertenecientes al género *Arctodiaptomus* es de 952 μm (fig.5.3a) y de acuerdo con los resultados obtenidos los organismos que se capturaron se encuentran por debajo de éste; de acuerdo con Reyes y Monroy (2010), en *Ar. dorsalis*, la talla juega un papel importante en su supervivencia, ya que cuando tiene un tamaño mayor permite que su biomasa se mantenga estable aún bajo la presión de depredación de peces zooplanctívoros, incluso se reportó que su presencia indica que la depredación por peces es baja, la ausencia de esta especie fuera de los refugios es un indicio de que la tasa de depredación es mayor que en los refugios.

Alona sp. Algunos estudios que se enfocan en la descripción de este género (Sinev y Briano, 2012) delimitaron que la talla de sus especies oscila entre 260 μm y 340 μm , lo que coincide con lo que se reporta con los organismos colectados (fig. 5.6.a).

Chydorus sphaericus. Frey (1980) trabajó con ejemplares de *C. sphaericus* donde reportó que la talla oscilaba entre 245 μm y 395 μm , la cual dependía del sexo y el estadio en el que se encontraban. Dentro de este rango, se encuentran los organismos colectados fuera del refugio, por lo contrario, el promedio del tamaño dentro del refugio está por debajo de lo dicho por este autor (fig. 5.6b).

Diaphanosoma birgei. Sipaúba y colaboradores (2014) reportaron que el tamaño de esta especie depende de su edad, cuando son recién nacidos su talla oscila entre 349 y 440 μm , mientras que los organismos adultos tienen un tamaño entre 618 y 801 μm . De acuerdo con lo anterior, la talla de los especímenes colectados indica que son neonatos (fig. 5.6c)

Moina micrura. La talla de esta especie depende del medio en el que desarrolle su ciclo de vida, en caso de estar en presencia de depredadores tiende a tallas menores, las cuales oscilan entre 400 y 650 μm (Santangelo et al., 2011). Fuera de los refugios se registraron tallas menores (fig. 5.7), que, de acuerdo con estos autores, podría relacionarse con la gran densidad de carpas y tilapias que ejercen una fuerte presión de depredación sobre los organismos.

6.4 Índices de diversidad

De acuerdo con Murillo (2002) los cambios en la diversidad alfa se asocian con factores ambientales locales y con las interacciones poblacionales que se desarrollan en un espacio puntual. Halffter y colaboradores (2005) mencionan que el número de especies puede variar mucho de un lugar a otro, incluso dentro de un mismo tipo de comunidad y en un mismo paisaje, debido a las interacciones entre las que se encuentran extinciones locales y eventos de colonización-recolonización. Asimismo, demostraron que la competencia y depredación son las principales fuerzas que configuran la riqueza de especies en las comunidades.

Lo dicho anteriormente se observa en los resultados de esta investigación, debido a que tanto la dominancia como la riqueza de especies fue mayor dentro de los refugios, sitios que se encuentran libres de la presión de depredación de especies exóticas.

La medición de la diversidad alfa permite observar el recambio de especies entre diferentes tipos de comunidades o hábitat, es un elemento dependiente en la distancia entre los sitios de muestreo (Murillo, 2002); en el área de estudio se tienen dos hábitats diferentes donde las características físicas y químicas varían, al igual que sus condiciones ecológicas y biológicas. Las similitudes que se

perciben en su taxocenosis se pueden adjudicar a la distancia tan corta que hay entre refugios y a que éstos se conectan con sus canales aledaños.

La diversidad beta está ligada a la heterogeneidad ambiental que contribuye a aumentar el recambio de especies (Halffter, 2005); en los sitios que se muestrearon las variaciones en las variables físicas y químicas del agua son mínimas; sin embargo, se reconoce que la principal diferencia entre sitios de muestreo es la presencia de especies exóticas, lo que conduce que en algunos sitios la densidad de éstas favorezcan la presencia de algunas especies y a que no exista ninguna similitud entre sus comunidades.

6.5 Especies indicadoras

Sobrino, Álvarez y Álvarez (2020) mencionan que *Acanthocyclops americanus* es detector de metales pesados, específicamente de cadmio, manganeso y plomo; las altas concentraciones de estos metales tienen efectos oxidativos y neurotóxicos, incluso pueden llegar a ser letales, lo que reduce el tamaño de sus poblaciones. La presencia de esta especie fuera de los refugios sugiere que aún es tolerante a la concentración de metales pesados que hay en el ecosistema lacustre; sin embargo, se sugiere realizar un estudio más profundo para conocer el comportamiento de estas variables.

Muñoz-Colmenares y colaboradores (2021) detectaron que *Ac. americanus* es indicador de hipereutrofia. De acuerdo con un estudio realizado por Berdeja en 2022 el lago de Xochimilco presentó esta condición hasta el 2019, último año que consideró durante su investigación. Márquez-Rojas (2020) señala que los copépodos son particularmente sensibles a los cambios ambientales, ya sea como resultado de las condiciones ambientales naturales o por acción antropogénica.

Eyto (2001) realizó una investigación donde evaluó la capacidad de *Chydorus sphaericus* como un indicador de la calidad del agua, determinó que esta especie es un indicador de eutrofización y que además es tolerante a los cambios bruscos físicos y químicos que puedan presentarse en el sistema. Según Arana (2017), Xochimilco es un lago eutrofizado naturalmente con materia orgánica y fósforo, estas características favorecen la presencia de esta especie; Donne y colaboradores (2012) señalan que *Chydours sphaericus* está relacionada a sitios donde se ha incitado el cultivo de tilapias, peces que se encuentran presentes en el área de estudio.

Gomes (2001) determinó que *Diaphanosoma birgei* es sensible a la turbidez del sistema acuático (a mayor turbidez, menos densidad de organismos); mientras que Branco y colaboradores (2002) reportaron que esta especie es característica de sitios donde hay una alta concentración de cianobacterias. Ambas afirmaciones coinciden con las características físicas, químicas y biológicas del lago de Xochimilco.

6.6 Curva de rarefacción

Para conocer el número de especies e identificar exactamente cuáles de ellas conforman a la comunidad de microcrustáceos de zooplancton es necesario realizar un muestreo a través de las diferentes estaciones del año. Jiménez y Hortal (2003) mencionan que los resultados de este análisis son teóricos y corresponden al número total de especies que se pueden encontrar en la zona que se estudió, con los métodos que se utilizaron y durante la época en la que se llevó a cabo el estudio; sin embargo, sugieren que la taxocenosis de un lugar determinado varía con el tiempo, ya que una especie puede ampliar o disminuir su distribución en función de los cambios en el ambiente. Por ejemplo, en investigaciones realizadas con *Chydorus sphaericus* se han reportado variaciones estacionales (Eyto, 2001).

6.7 Análisis de correspondencia canónica

Se han realizado investigaciones donde se enfatiza el funcionamiento de las relaciones entre organismos y los lagos que habitan, evaluando las interrelaciones entre organismos y los cambios específicos de sus comunidades en respuesta a alteraciones físicas, químicas y bióticas del ambiente (Wetzel, 1994). A continuación, se presenta la discusión sobre el comportamiento de la talla y la densidad de las especies de acuerdo con las fluctuaciones de las variables físicas y químicas del agua.

6.7.1 Variables físicas y químicas del agua vs talla de microcrustáceos

La figura 5.9 ofrece una representación de la relación de los factores abióticos en relación con la talla de los organismos.

El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto se asocia a la talla de *Moina micrura*, *Diaphanosoma birgei* y *Acanthocyclops americanus*, de acuerdo con Karpowickz y colaboradores (2020) la concentración de oxígeno en el agua influye en la talla de las comunidades de zooplancton: cuando hay una mayor concentración de oxígeno los organismos tienden a ser más grandes; sin embargo, cuando éste disminuye no sólo los organismos son de menor talla, sino

que se interrumpen las interacciones bióticas, lo que provoca cambios significativos en las redes tróficas.

La temperatura tiene una mayor influencia sobre el tamaño de *Chydorus sphaericus*, Sipaúba y Bachion (2002) mencionan que la temperatura y la disponibilidad de alimento influyen en el peso, el tamaño y el desarrollo de los organismos de zooplancton.

En la talla de los nauplios se identificó una asociación con la conductividad, en este sentido, Márquez-Rojas (2020) señala que los factores físicos, químicos y biológicos del ecosistema tienen un papel fundamental en la variación de la densidad de los organismos para las poblaciones de copépodos.

Reyes y Monroy (2010) reportan que la talla de cladóceros en cuerpos de agua dulce, también se determina por las interacciones con peces planctívoros (como las carpas y tilapias), la cual es menor cuando conviven con ellos. Por ejemplo, en un estudio realizado por Gomes (2001) esta afirmación se comprueba puesto que menciona zooplanctívoros, los cuales determinan la talla y densidad de esta especie por sus altas tasas de consumo. Para poder estudiar esta correlación con mayor profundidad se sugiere realizar un estudio sobre los efectos de las tasas de depredación sobre la comunidad de zooplancton.

6.7.2 Variables físicas y químicas del agua vs densidad de microcrustáceos

En la figura 5.10 se detectó que el pH y el porcentaje de oxígeno disuelto son las variables que tienen una mayor influencia en la cantidad de ind./L.

Según Moacyr (2018) cuando el pH tiende a ser ácido dificulta y/o impide el crecimiento y reproducción de algunas especies de crustáceos. Por el contrario, cuando el agua tiende a la alcalinidad (valores entre 8 y 9), este parámetro no tiene consecuencias aparentes en los microorganismos. En la figura 5.1c se observa que las variaciones del pH son mínimas entre sitios de muestreo por lo que no se puede corroborar las afectaciones de esta variable sobre la comunidad zooplanctónica de Xochimilco.

En el ACC se detecta que todas las especies de cladóceros están estrechamente asociadas al pH, excepto *Alona* sp.; Zawisza, Zawiska y Correa (2016) mencionan que este grupo es sumamente sensible a los cambios de pH lo que refleja su sensibilidad a la acidificación del agua.

De acuerdo con Winding y colaboradores (2017) el pH afecta la composición de los ensamblajes de copépodos y en la figura 5.10 se observa esta correlación. Los valores de pH reportados durante esta investigación fueron relativamente

neutros; sin embargo, Suárez, Velázquez y Ayón (2021) mencionan que *Acanthocyclops americanus* se encuentra en sitios donde el pH tiende a la basicidad.

A pesar de que sólo se tiene el registro del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en dos sitios de muestreo, la diferencia de esta variable en el agua es significativa. Karpowickz y colaboradores (2020) señalan que este parámetro es un factor determinante para la presencia de algunas especies de zooplancton ya que establecen la estructura de la comunidad y su distribución vertical.

El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto incide sobre *Acanthocyclops americanus* y *Moina micrura*. Velázquez y colaboradores (2021) coinciden que *Ac. americanus* se asocia principalmente a altos niveles de oxígeno, temperaturas más bajas y sitios con poca vegetación acuática; si bien en los resultados se observa que en los sitios donde se registró un mayor porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, la densidad de esta especie fue mayor, es necesario realizar un estudio más profundo para determinar la influencia de esta variable sobre la densidad de esta especie en el lago de Xochimilco.

Otero y colaboradores (2013) mencionan que el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto no es una limitante para el desarrollo de cladóceros, ya que cuando se someten a ambientes bajos de oxígeno tienen la capacidad de sintetizar la hemoglobina. Karpowickz y colaboradores (2020), por su parte, estudiaron la taxocenosis de los ecosistemas acuáticos con bajas concentraciones de oxígeno y notaron que cuando el ecosistema cuenta con esta característica, la comunidad de zooplancton está dominada por especies de menor tamaño (tales como cladóceros, rotíferos y nauplios), lo que se relaciona con la eutrofización del ecosistema y la dominancia de cianobacterias.

La figura 5.10 arrojó que la conductividad del agua se encuentra ligeramente asociada a la densidad de nauplios. García (2015) reportó que, al aumentar la conductividad del agua, la densidad de copépodos disminuía. Pese a que no se encontró en el ACC una correlación con otras especies, el mismo autor, determinó que esta variable influye negativamente en la densidad de cladóceros.

Pese a que en la figura 5.10 no se refleja una asociación entre la temperatura y los organismos, Pérez y colaboradores (2015), mencionan que la temperatura sí afecta la dinámica poblacional de los cladóceros al establecer rangos estrechos para su óptimo desarrollo. Rottman y colaboradores (2013) mencionan específicamente que *Moina micrura* es resistente a temperaturas extremas y a las fluctuaciones de temperatura diarias (5°C-20°C), pero su óptimo de temperatura

se encuentra entre los 24° y 31° C. Cook y colaboradores (2007) reportaron que la densidad de nauplios decrementa cuando la temperatura aumenta.

Al observar la relación entre las variables físicas y químicas del agua se observa que la saturación de oxígeno disuelto responde a las fluctuaciones de temperatura. De acuerdo con Wetzel (1994), la concentración de oxígeno disuelto en el medio depende de la temperatura del sistema: a mayor temperatura menor oxígeno, a menor temperatura hay más oxígeno; en los resultados obtenidos dentro y fuera de los refugios se observa que responden a esta condición (ver fig. 5.1a y 5.1b).

Durante esta investigación no se consideraron factores biológicos como la tasa de depredación y la calidad y cantidad de alimento disponible, ambas variables controlan la densidad, desarrollo, reproducción y crecimiento del zooplancton (Eyto, 2001). Variables físicas y químicas del agua como la clorofila, metales pesados y turbidez, tampoco se tomaron en cuenta; sin embargo, su valoración en futuras investigaciones enriquecería y permitirían evaluar con mayor profundidad el comportamiento de la comunidad de zooplancton en relación con su ecosistema.

VII. CONCLUSIONES

La diferencia en la estructura de la comunidad de microcrustáceos pertenecientes al zooplancton demostró que la calidad del agua es mejor dentro de los refugios.

Se demostró que en los refugios las variables físicas y químicas del agua se encuentran dentro del rango que garantiza la supervivencia de especies nativas.

Las especies indicadoras sugirieron que el lago de Xochimilco es un cuerpo de agua eutrofizado, con un índice de turbidez alto y una alta concentración de cianobacterias.

Es indispensable realizar un estudio profundo donde se consideren otras variables físicas, químicas y biológicas para caracterizar completamente al lago. Por otra parte, el monitoreo constante de las fluctuaciones en las variables hidrológicas dentro de los refugios permitirá tener un mayor panorama sobre la salud y maduración ecológica del ecosistema. Finalmente, se sugiere realizar una investigación enfocada en la comunidad de fitoplancton dentro de los refugios.

VIII. REFERENCIAS

Aguirre, A., R. Mendoza, A. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. *Capital natural de México, vol. 2: estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México.

Alekseev, V. R., Miracle, M. R., & Vicente, E. (2021). Redescription of *Acanthocyclops vernalis* (Fischer, 1853) and *Acanthocyclops robustus* (Sars, 1863) from neotypes, with special reference to their distinction from *Acanthocyclops americanus* (Marsh, 1892) and its invasion of Eurasia. *Limnetica*, 40 (1): 57-78.

Álvarez-Silva C. y M. R. Torres-Alvarado. 2013. Composición y abundancia del zooplancton de la laguna de Coyuca, Guerrero, México. *Hidrobiológica*, 23 (2): 241-249.

Arana, F., Bojórquez, L., Esquivel, A., Latournerié, J., Rosiles, R. y Soto, R. 2017. Contaminación química y biológica en la Zona Lacustre de Xochimilco. UAM, México.

Aranda, M. 2004. Ficha informativa de los Humedales Ramsar. RAMSAR. Recuperado el 25-01-2020. Sitio web: <https://rsis.ramsar.org/es/ris/1363>.

Arcos, R. y Vergara, S. 2007. Evaluación del Área Natural Protegida (Lago de Xochimilco) y potenciales propuestas de restauración ecológica. *Antología de Estudios Territoriales*.

Baron, S., LeRoy, N., Angeiremer, L., Clifford, N., Gleick, H., Hairston, G., Robert, B., Johnston, A., Ritcher, D., y Steinman, D. 2003. Ecosistemas de agua dulce sustentables. *Tópicos Ecología*, 10: 1-15.

Berdeja, D. 2022. Evolución físico-química del corredor turístico del Canal Nacional y zona lacustre adyacente de Xochimilco, durante un período de 9 años. Tesis de licenciatura. UAM, México.

Branco, C., Rocha, I., Pinto, G., Gomara, G. y De Filippo, R. 2002. Limnological features of funil reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lake Reservoir*, 2: 87-92.

Bravo, E., Sarma, S.S.S y Nandini, S. 2013. Effect of malathion on the demography of *Daphnia pulex* Leyding and *Diaphanosoma birgei* Korinek (Cladocera). *Journal of Environmental Biology*, 35: 57-65.

Carpenter, S., y Kitchell, J. 1993. The trophic cascade in lakes. Cambridge University Press, Cambridge.

Cervantes, A., Elías-Gutiérrez, A., Delgado, V. y Ruíz, J. 2012. Especies de zooplancton dulceacuícola de Cozumel. Universidad de Quintana Roo, Chetumal.

Conde, J. M., Ramos, E., y Morales, R. 2004. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas*. 13(2): 2.

Consejería del Medio ambiente, 2014. Atlas de Microorganismos planctónicos presentes en los Humedales de Andalucía. Junta de Andalucía.

Cook, K., Bunker, A., Hay, S., Hirst, A. y Speirs, D. 2007. Naupliar development times and survival of the copepods *Calanus finmarchicus* in relation to food and temperature. *Journal of Plankton Research*, 29: 757-767.

Donne, R., Humming, L. Tordesillas, D., Boping, H. y Dumont, H. 2012. Massive Invasion of *Arctodiaptomus dorsalis* (Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) in Philippine Lakes: A Threat to Asian Zooplankton Biodiversity? *Biological Invasions*, 14(12): 2471-2478.

Dos Santos, E. 2020. Zooplâncton como bioindicador da qualidade da água em ecossistemas aquáticos continentais. *Curso Internacional y workshop Zooplancton Neotropical*. Curso llevado en línea, México, Colombia y Perú.

Elías-Gutiérrez, M., Jan, P., Montoliu, L., Miracle, R., Petrusek, A. y Korinek, V. 2018. Who is *Moina micrura*? Redescription of one of the most confusing cladocerans from terra typica based on integrative taxonomy. *Limnetica*, 38: 227-253.

Elías-Gutiérrez, M. y Gagneten, A. 2011. Efecto de los metales sobre microcrustáceos de agua dulce. Avances metodológicos y potencialidad de cladóceros y copépodos como organismos test. *Perú Biología*, 18(3): 389-396.

Elías-Gutiérrez, M., Suárez. M. A. Gutiérrez, M., Silva, G., Granados, R. y Garfias, T. 2008. Guía Ilustrada de los microcrustáceos (Cladocera y

Copepoda) de las aguas continentales de México. CONACYT, Estado de México.

Enriquez, C, Nandini, S., y Sarma, S.S.S. 2013. Feeding behavior of *Acanthocyclops americanus* (Marsh) (Copepoda: Cyclopoida). *Journal of Natural History*, 47: 5-12.

Eyto, E. 2001. *Chydorus sphaericus* as a biological indicator of water quality in lakes. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 27: 3358-3362.

Frey, D. 1980. On the pluraty of *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller) (Cladocera, Chydoridae), and designation of a neotype from Sjaelso Denmark. *Hydrobiologia*, 69: 83-123.

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

Galabert, R., Brito, R, Glaxiola, M., Castro, T., Rosas, C. 2008. Efecto de nauplios de de artemia franciscana enriquecidos sobre el crecimiento, supervivencia y resistencia al estrés de postlarvas. *Universidad y Ciencias*, 24(1): 28-40.

García, J. 2015. El zooplancton como indicador de la calidad en embalses: un estudio el ámbito de la actuación de la confederación hidrográfica del Júcar. Tesis de doctorado. Universidad de Valencia, España.

Gaviria, S. y Aranguren, N. 2019. Continental copepods (Crustacea: Hexanauplia) of Colombia: revision and additions to the inventory. *Biota Colombiana*, 20(1): 50-74.

Gomes, M. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), Sao Pablo, Brazil. *Hydrobiología*, 455: 1-18.

Gómez, J.L, Peña, B. Guzmán, J. y Gallardo, V. 2013. Composición, abundancia del zooplancton y calidad del agua en un microreservorio en el estado de Morelos. *Hidrobiológicas*, 23: 227-240.

González, C. y Vallarino, A. 2017. Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. ECOSUR e INECC, CDMX.

Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P. y Melic, A. 2005. Sobre diversidad biológica: el significado de diversidades α , β , y γ . CONABIO, CDMX.

Havens, K., Yan, N. y Weller, K. 1993. Lake acidification: Effects on Crustacean Zooplankton populations. *Environmental Science Technology*, 27: 1621-1624.

Jaume, D., Conradi, M., López, P. 2004. Copépodos. *Curso Práctico de Entomología*. Iberoamericano de Biodiversidad & Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona.

Jiménez, A. y Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Ibérica de Aracnología*, 8: 151-161.

Karpowickz, M., Ejsmont, J., Kozłowska, J., Feniova, I., y Działowski, A. 2020. Zooplankton community responses to oxygen stress. *Water*, 12(3):706-712.

Kehayias, G. 2014. Zooplankton: species diversity, distribution and seasonal dynamics. Nova Publisher, Nueva York.

Lavaniegos, B. 2017. Crustáceos planctónicos como indicadores de variabilidad climática y corrientes marinas. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. ECOSUR e INECC, México.

Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science, Oxford.

Mancini, M., Bethular, A., Vignatti, A., Echaniz, S., Bonansea, M., Salinas, V. y Rodríguez, C. 2011. Calidad de agua del embalse de San Roque (Córdoba, Argentina). *Ciencia*, 6(21): 69-80.

Márquez-Rojas, B., Tróccoli, L. Zoppi, E. 2020. Variación estacional de la comunidad de copépodos en el sector oriental del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 49(1): 113-134.

Martín, N. 2019. Detección de especies indicadoras de condiciones de habitats. *La biodiversidad en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo, CDMX.

Matsuzaki, S., Suzuki, K., Kadoya, T., Nakagawa, M., y Takamura, N. 2018. Bottom-up linkages between primary production, zooplankton, and fish in a shallow, hypereutrophic lake. *Ecology: Ecological Society of America*, 99: 2025-2036.

Mena, H. y Servín E. 2014. "Manual básico para el cuidado en cautiverio del axolote de Xochimilco (*Ambystoma mexicanum*)". UNAM, México.

Miracle, M. 2015. Orden Cyclopoida. *Revista IDE@-SEA*, 95: 1-19.

Moacyr, J. 2018. Calidad de agua de embalses. Universidad Federal de Minas, Brasil.

Morazov, A., Denaro, G., Spagnolo, B., y Valenti, D. 2019. Revisiting the role of top-down and bottom-up controls in stabilization of nutrient-rich plankton communities. *El Sevier*, 79.

Mukherjee, B., Nivedita, M. y Mukherjee, D. 2010. Plankton diversity and dynamics in a polluted eutrophic lake, Ranchi. *Journal of Environmental Biology*, 31(5): 827-839.

Muñoz, M., Otero, A., Medina, V. y Cruz, P. 2013. Comportamiento reproductivo de *Alona* sp. Y *Diaphanosoma* sp. (Crustacea: Cladocera) bajo diferentes fotoperiodos. *Revista Lasallista de Investigación*, 10(2): 17-24.

Muñoz-Colmenares, M., Soria, J., Vicente, E. 2021. Can zooplankton species be used as indicators of trophic status and ecological potential of reservoirs? *Aquatic Ecology*, 55: 1143-1156.

Murillo, L. 2002. Medición de biodiversidad alfa y beta en dos tipos de vegetación del Parque Nacional Montecristo, El Salvador. INSAFORP, El Salvador.

Nandini, S., Ramírez, P. y Sarma, S. S. S. 2016. Water quality indicators in Lake Xochimilco, Mexico: zooplankton and *Vibrio cholera*. *Journal of Limnology*, 25(1): 91-100.

NCBI. 2022. Taxonomy. National Center for Biotechnology Information. Consultado en 2021. Sitio web: [Home - Taxonomy - NCBI \(nih.gov\)](https://www.ncbi.nlm.nih.gov/taxonomy/)

Nogueira, M. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 455: 1-18.

Oda, Y., Nakano, S., Suh, J., Oh, H., Jin, M., Kim, Y., Sakamoto, M. y Chang, K. 2018. Spatiotemporal variability in a copepod community associated with fluctuations in salinity and trophic state in an artificial brackish reservoir at Saemangeum, South Korea. *PLoS ONE*, 13 (12): 1-18.

Otero, A., Muñoz, M., Medina, V., Cruz, P. 2013. Efecto del alimento sobre variables de dos especies de cladóceros bajo condiciones de laboratorio. *MVZ Córdoba*, 18: 3642-3647.

Pagano, M. 2007. Feeding of tropical cladocerans (*Moina micrura*, *Diaphanosoma excisium*) and rotifer (*Brachionus calyciflorus*) on natural phytoplankton: effect of phytoplankton size-structure. *Journal of Plankton Research*, 30(4): 401-414.

PAOT. 2019. Programa Delegacional del Desarrollo Urbano de Xochimilco. De Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial. Recuperado el 22-09-2019. Sitio web:

<http://www.paot.org.mx/centro/programas/delegacion/xochimi.html#delimitacion>

Pérez, I., García, A., Garatchia, M., Hernández, M., Pérez, C. y Ortega, L. 2015. Influencia de la temperatura y tipo de alimento en la historia de vida de *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1885) (Crustacea: Cladocera). *Investigación y Ciencia*, 23(64): 11-18.

Pérez, L., Lorenschat, J., Massaferró, J., Pailles, C., Sylvestre, F., Hollwed, W., Brandorff, G., Brenner, M., Islebe, G., Lozano, M., Scharf, B. y Schalwb, A. 2016. Bioindicators of climate and trophic state in lowland and highland aquatic ecosystems of the Northern Neotropics. *Biología Tropical*, 61(2): 603-644.

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

Ramírez, J., Mira, T., Cruz, P. 2013. Efecto de la intensidad lumínica sobre la eficiencia reproductiva del cladóceros *Moina* sp. bajo condiciones de laboratorio. *Orinoquia –Universidad de los Llanos*, 17(12): 177-182.

Reid, J. 2007. *Arctodiaptomus dorsalis* (Marsh): A case history of Copepod dispersal. *Banisteria*, 30: 3-18.

Reyes, A. y Monroy, J. 2010. Biomasa zooplanctónica (microcrustáceos y rotíferos) en el embalse de Betania. *Universidad Jorge Tadeo*: 1-46.

Reynolds, C. 2006. Ecology of Phytoplankton. Cambridge University: Cambridge.

Rodríguez, J., Villaseñor, R., Martínez, F. 2003. Efecto de la temperatura y tipo de alimento el cultivo de *Moina micrura* (Kurz, 1874) (Anomopod: Moinidae) en condiciones de laboratorio. *Hidrobiológica*, 13(3): 239-246.

Rodríguez, L. 2012. Aspectos ecológicos del plancton de un ecosistema artificial somero (lago del círculo militar, Distrito Capital). Tesis de licenciatura. Universidad central de Venezuela, Venezuela.

Santangelo, J., Esteves, F., Tollrian, R. y Bozelli, R. 2011. A small bodied cladoceran (*Moina micrura*) reacts more strongly to vertebrate than invertebrate predators: a transgenerational life-table approach. *Journal of Plankton Research*, 33: 1767-1772.

Scheffer, M. 2004. Ecology of shallow Lakes. Springer Science Business Media BV, Londres.

Smirnov, N. 2014. Physiology of the cladocera. Academic Press: Moscú, pp. 189-197.

Silva, M. y Adabache, A. 2020. Diversidad de cladóceros en la zona norte del neotrópico. Curso Internacional y workshop Zooplancton Neotropical. Curso llevado en línea, México, Colombia y Perú.

Sipaúba, L. y Bachion, M. 2002. Population growth and development of two species of cladóceros, *Moina micrura* and *Diaphanosoma birgei*, in laboratory. *Brazil Journal of Biology*, 62: 701-71.

Sipaúba, L. y Truzzi, 2014. Growth and development time of subtropical Cladocera *Diaphanosoma birgei* Korinek, 1981, fed with different microalgal diets. *Biology*, 72: 464-471.

Sinev, A. y Silva, B. 2012. Cladocerans of genus *Alona Baird*, 1843 (Cladocera: Anomopoda; Chydoridae) and related genera from Aguascalientes State, Mexico. *Zootaxa*, 3564: 1-24.

Sobrino, A., Álvarez, S. y Álvarez, C. 2020. Evaluation of freshwater copepod *Acanthocyclops americanus* (Marsh, 1983) (Cyclopoidae) response to Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni and Pb. *Environmental Science*, 7: 469-463.

Tomasini, A., Ramírez, A., Ramírez, E., Cardoso, L., Bahena, E., Esquivel, A., Bahena, E. 2017. Calidad del agua en un lago urbano en la Ciudad de México (2015-2017). Instituto Mexicano de Tecnología del agua: Tabasco.

Tovar, A. 2014. Determinación de la estructura trófica de refugios experimentales en Xochimilco, México. Tesis de maestría. UNAM, CDMX.

UNESCO. 2019. Historic center of Mexico City and Xochimilco. En *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*. Sitio web: <http://whc.unesco.org/en/list/412>.

Uttieri, M. 2017. Trends in Copepod Studies - Distribution, Biology and Ecology: Marine Biology. Nova Science Publishers, Nueva York.

Van, K., Gutiérrez, M., y Dumont, H. 2011. Three rare European “*Alona*” taxa (Brachiopoda: Cladocera: Chydoridae), with notes on distribution and taxonomy. *International Journal of Limnology*, 47: 45-63.

Vázquez, G., Arana, F., Núñez, L., Martínez, A., y Cruz, J. 2017. Contribución al estudio de la ictiofauna del Lago de San Gregorio Atlapulco y canales de Xochimilco. *Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 8: 33-46.

Velázquez, K., Suárez, E. y Ayón, M. 2021. Catálogo de los copépodos (Crustacea: copepoda: calonoida y cyclopodia) de cuerpos de aguas temporales de Jalisco, México. Taxonomía y distribución. ECOSUR, Chetumal.

Walsen, B. 1994. *Alona* sp. In Norway: Distribution and ecology. *Internationale Vereningung fur theorestiche und angewandte Limnologie: Verhandludgen*, 25:4.

Winding, B., Juel, P., Nielsen, T. y Meyer, P. 2017. Effects of elevated pH on marine copepods in mass cultivation systems: practical implications. *Journal of Plankton Research*, 39: 984-993.

Zambrano, L., Valiente, E. y Vander, 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. *Biol Invasions*, 12: 3061-3069.

Zambrano, L., Ortíz, G., y Gálvez, K., 2014. El axolote como especie bandera en Xochimilco. *Bioindicadores Guardianes de nuestro futuro ambiental*. 1ra edición. ECOSUR e INECC, CDMX, pp. 421-438.

Zambrano, L. 2019. Conservación y reactivación de la zona chinampera de Xochimilco (segunda fase). Informe Final. UNAM, CDMX.

Zambrano, L., Rivas, M., Rojas, R., 2019. Plan de estratégico de restauración de tres espacios prioritarios de la zona chinampera de Xochimilco. UNAM, CDMX.

Zambrano, L., Rivas, M., Sumano, C., Rojas, R., Rubio, M., Mena, H., Vázquez, D. y Tovar, A. 2020. Adapting Wetland Restoration Practices in Urban Areas: Perspectives from Xochimilco in Mexico City. *Ecological Restoration*, 38(2): 114-124.

IX. ANEXOS

9.1 Descripción de la construcción del modelo chinampa-refugio

Las chinampas que forman parte del proyecto chinampa-refugio se seleccionan bajo una serie de criterios que consideran factores socio-ecológicos, tal como la calidad del suelo, calidad del agua, ubicación, accesibilidad, utilidad, método de agricultura, compromiso del chinampero y distribución espacial de las especies nativas y exóticas dentro del agua (Zambrano et al., 2011).

La construcción del refugio comienza con la apertura de zanjas y apantles, se limpian los canales mediante su desazolve respetando sus dimensiones y quitando las hierbas de las paredes. La profundidad del apantle se determina en función del nivel presente en el canal colindante (mínimo 1.30 metros), con la finalidad de que la entrada de agua llegue hasta el otro extremo del refugio, por lo que su pendiente debe asegurar la recirculación del agua.

Posteriormente, se procede a instalar las compuertas, éstas tienen como objeto evitar la entrada de especies exóticas, así como permitir el manejo de variables como la concentración de metales pesados y sales, mediante la siembra de macrófitas acuáticas sumergidas y flotantes (Zambrano et al., 2011).

Cuando se han estabilizado los parámetros fisicoquímicos del agua, se procede a introducir las plantas macrófitas, que previamente han sido recolectadas en las zonas más lejanas de las zonas urbanas y de invernaderos; las plantas que se usan para la filtración del agua son Elodea, lirio acuático y cola de zorro. Finalmente, se introducen peces nativos y acociles al apantle (Zambrano et al., 2011).

El acondicionamiento de las chinampas comienza con la limpieza de la maleza del terreno, los residuos se utilizan para la producción de abonos orgánicos o para la incorporación paulatina por degradación al suelo. El barbecho se realiza de 30 a 50 cm de profundidad, para permitir la buena aireación, aflojar la tierra y retirarlas raíces del pasto (Zambrano et al., 2011).

Para rehabilitar los espacios de producción agrícola, se les otorgó a los chinamperos abono orgánico y biofertilizantes fermentados a base de estiércol de bovinos, los cuales aportan macro y micronutrientes, permitiendo reactivar la vida de los suelos, y estimular la protección de los cultivos contra el ataque de insectos y enfermedades. Finalmente, se mezcla el abono, biofertilizantes y el suelo para poder plantar las plántulas que darán origen a una nueva producción (Zambrano et al., 2011).

Actualmente el proyecto cuenta ya con 21 chinampas-refugio; sin embargo, es necesario realizar actividades de seguimiento y evaluación técnica, ecológica, biológica y social, para obtener los resultados esperados a mediano y largo plazo: la reactivación de la chinampería tradicional y la restauración de socio-ecosistema chinampero de la zona lacustre de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco (Zambrano et al., 2019).

9.2 Listado de especies y grupos

Tabla 9.1 Distribución de especies en los 14 refugios muestreados entre febrero 2020 y abril 2021 en ANP “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”, alcaldía Xochimilco. N = nauplios, Aa = *Acanthocyclops americanus*, Ad = *Arctodiaptomus dorsalis*, Al = *Alona* sp., Cs = *Chydorus sphaericus*, Db = *Diaphanosoma birgei*, Mm = *Moina micrura*.

Chinampa	N	Aa	Ad	Al	Cs	Db	Mm	Riqueza
1	X	X	X	X	X	X	X	7
2	X	X	X		X	X	X	6
3					X			1
4	X	X						2
5	X	X						2
6	X				X	X		3
7	X							1
8	X							1
9			X		X	X		3
10					X	X	X	3
11		X	X	X	X	X	X	6
12	X	X	X	X	X	X	X	7
13		X	X	X		X		4
14		X		X	X	X	X	5
Chinampa	N	Aa	Ad	Al	Cs	Db	Mm	Riqueza
No. de chinampas	8	8	6	5	9	9	6	

Tabla 9.2 Distribución de especies en los 14 sitios fuera de los refugios muestreados entre febrero 2020 y abril 2021 en ANP “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”, alcaldía Xochimilco. N = nauplios, Aa = *Acanthocyclops americanus*, Ad = *Arctodiaptomus dorsalis*, Al = *Alona* sp., Cs = *Chydorus sphaericus*, Db = *Diaphanosoma birgei*, Mm = *Moina micrura*.

Chinampa	N	Aa	Ad	Al	Cs	Db	Mm	Riqueza
1	X	X		X	X	X		4
2	X	X		X	X	X		5
3	X	X						2
4	X	X						2
5	X	X						2
6	X	X						2
7	X	X						2
8	X							1
9		X						1
10		X						1
11	X	X				X	X	4
12	X	X		X		X		4
13	X	X						2
14	X	X		X				3
Chinampa	N	Aa	Ad	Al	Cs	Db	Mm	Riqueza
No. de chinampas	12	13	0	2	2	4	1	